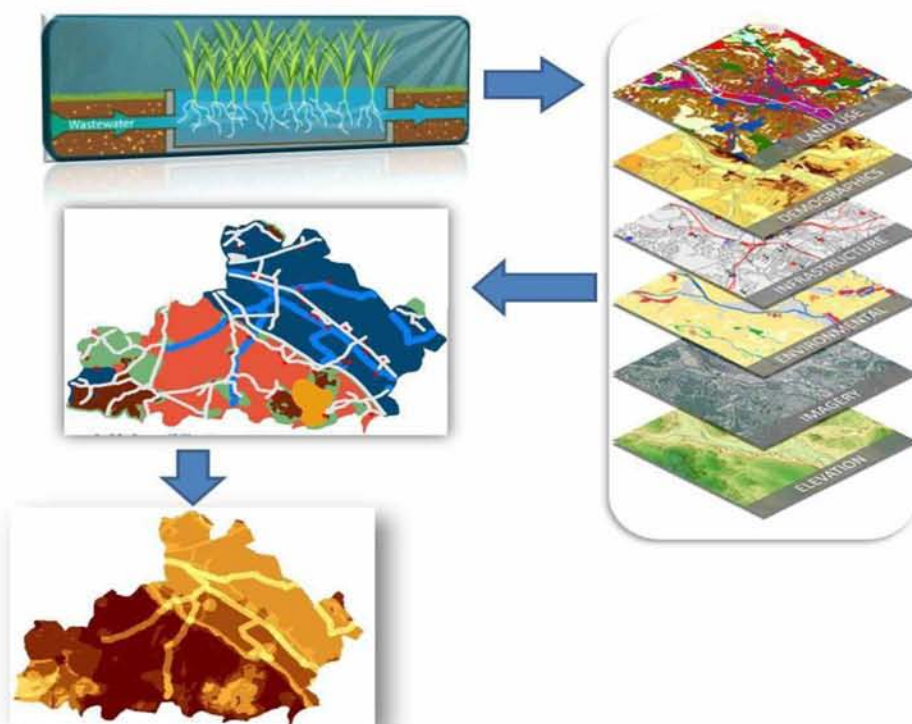




ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΘΕΣΣΑΛΙΑΣ
ΠΟΛΥΤΕΧΝΙΚΗ ΣΧΟΛΗ
ΤΜΗΜΑ ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ ΧΩΡΟΤΑΞΙΑΣ, ΠΟΛΕΟΔΟΜΙΑΣ
ΚΑΙ ΠΕΡΙΦΕΡΕΙΑΚΗΣ ΑΝΑΠΤΥΞΗΣ
ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΩΝ ΣΠΟΥΔΩΝ
«ΧΩΡΙΚΗ ΑΝΑΛΥΣΗ ΚΑΙ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗ
ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ»

ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΗ ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ

*ΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΚΑΙ ΧΩΡΟΘΕΤΗΣΗ ΤΕΧΝΗΤΩΝ ΥΓΡΟΤΟΠΩΝ
ΓΙΑ ΤΗΝ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ
ΜΕ ΕΦΑΡΜΟΓΗ ΤΗΣ ΠΟΛΥΚΡΙΤΗΡΙΑΚΗΣ ΑΝΑΛΥΣΗΣ:
ΜΕΛΕΤΗ ΠΕΡΙΠΤΩΣΗΣ ΤΟΥ ΔΗΜΟΥ ΚΙΛΕΛΕΡ*



ΕΠΙΒΛΕΠΟΥΣΑ ΚΑΘΗΓΗΤΡΙΑ
ΧΡΙΣΤΟΠΟΥΛΟΥ ΟΛΓΑ

ΕΠΙΜΕΛΕΙΑ
ΠΑΡΑΣΚΕΥΟΠΟΥΛΟΣ ΣΩΤΗΡΙΟΣ

ΒΟΛΟΣ, 2017

ΤΙΤΛΟΣ Μ.Δ.Ε.

*Συστήματα και Χωροθέτηση Τεχνητών Υγροτόπων
για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων
με εφαρμογή της πολυκριτηριακής ανάλυσης:
Μελέτη περίπτωσης του Δήμου Κιλελέρ*

Δήλωση

Βεβαιώνω ότι η παρούσα εργασία είναι δική μου, δεν έχει συγγραφεί από άλλο πρόσωπο με ή χωρίς αμοιβή, δεν έχει αντιγραφεί από δημοσιευμένη ή αδημοσίευτη εργασία άλλου και δεν έχει προηγουμένως υποβληθεί για βαθμολόγηση στο Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας ή αλλού. Βεβαιώνω ότι είμαι εν γνώσει των κανόνων περί λογοκλοπής του ΤΜΧΙΠΑ και ότι στο πλαίσιο αυτού έχουν τηρηθεί όλοι οι κανόνες κατά την ακαδημαϊκή δεοντολογία, σχετικά με αναφορές, βιβλιογραφία, κ.λ.π., τόσο από έντυπες όσο και από ηλεκτρονικές πηγές. Σε περίπτωση λογοκλοπής αποδέχομαι όλες ανεξαιρέτως τις ποινές που προβλέπουν οι εκάστοτε Κανονισμοί του ΠΘ ή και του ΤΜΧΙΠΑ.

Ημερομηνία: 6/6/2017

Ονοματεπώνυμο: Παρασκευόπουλος Σωτήριος

Υπογραφή:

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Στην παρούσα μεταπτυχιακή διπλωματική εργασία παρουσιάζονται τα συστήματα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων και ειδικότερα τα φυσικά συστήματα, ως εναλλακτική εφαρμογή για την επεξεργασία λυμάτων μικρών πόλεων-οικισμών. Γίνεται λεπτομερής περιγραφή των Τεχνητών Υγροτόπων (ΤΥ) που αποτελούν ένα αξιόπιστο φυσικό σύστημα επεξεργασίας με αρκετά πλεονεκτήματα, έναντι των συμβατικών συστημάτων.

Στη συνέχεια επισημαίνεται ο ρόλος του κατάλληλου σχεδιασμού χωροθέτησης για την αποτελεσματικότητα του ΤΥ. Κρίνεται έτσι αναγκαία η εφαρμογή μιας ολοκληρωμένης διαδικασίας λήψης απόφασης για τη χωροθέτηση, που θα λαμβάνει υπόψη της όλους τους παράγοντες-κριτήρια που επηρεάζουν τη συγκεκριμένη διαδικασία.

Τέλος, παρουσιάζεται η εφαρμογή της Πολυκριτηριακής Ανάλυσης, προκειμένου να γίνει ανάλυση και επεξεργασία των κριτηρίων, με στόχο την επιλογή των καταλληλότερων περιοχών για χωροθέτηση ΤΥ στο Δήμο Κιλελέρ. Η εφαρμογή της Πολυκριτηριακής Ανάλυσης και ειδικότερα η μέθοδος της Αναλυτικής Ιεραρχικής Διαδικασίας ιεραρχεί τα πολλαπλά κριτήρια ανάλογα με το σχετικό βάρος που τους δίνεται. Έτσι, διαμορφώνεται ο τελικός χάρτης καταλληλότητας, που μπορεί να συμβάλλει στον ορθολογικό σχεδιασμό ενός φυσικού συστήματος επεξεργασίας υγρών αποβλήτων στην περιοχή μελέτης του Δήμου Κιλελέρ.

ABSTRACT

This thesis presents the wastewater treatment systems, and in particular the natural systems, as an alternative for the treatment of small urban settlements. A detailed description of Artificial Wetlands is provided which is a reliable physical treatment system with several advantages over conventional systems.

Next, the role of appropriate spatial planning for the effectiveness of TY is highlighted. It is therefore necessary to implement an integrated decision-making process that takes into account all the factors-criteria that affect this process.

Finally, the application of the Multicriteria Analysis is presented in order to analyze and elaborate the criteria, aiming at the selection of the most suitable areas for spatial planning in the Municipality of Kileler. The application of the Multi Criteria Analysis, and in particular the Analytical Hierarchical Process, prioritizes the multiple criteria depending on the relative weight given to them. Thus, the final suitability map is formulated, which can contribute to the rational design of a natural wastewater treatment system in the study area of the Municipality of Killeler.

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

ΠΡΟΛΟΓΟΣ.....	6
1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ	7
1.1 ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ	7
1.2 ΜΕΘΟΔΟΙ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ	8
1.2.1 ΣΥΜΒΑΤΙΚΕΣ ΜΕΘΟΔΟΙ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΤΩΝ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ.....	8
1.2.2 ΜΕΘΟΔΟΙ ΠΡΟΧΩΡΗΜΕΝΗΣ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΤΩΝ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ	11
1.2.3 ΦΥΣΙΚΑ ΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΤΩΝ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ	11
1.3 ΝΟΜΟΘΕΤΙΚΟ ΠΛΑΙΣΙΟ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗΣ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ	12
2. ΤΕΧΝΗΤΟΙ ΥΓΡΟΤΟΠΟΙ	15
2.1 ΓΕΝΙΚΑ ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ	15
2.2 ΙΣΤΟΡΙΚΗ ΑΝΑΔΡΟΜΗ ΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ ΤΕΧΝΗΤΩΝ ΥΓΡΟΤΟΠΩΝ.....	16
2.3 ΤΥΠΟΙ ΤΕΧΝΗΤΩΝ ΥΓΡΟΤΟΠΩΝ	17
2.3.1 ΤΕΧΝΗΤΟΙ ΥΓΡΟΤΟΠΟΙ ΕΛΕΥΘΕΡΗΣ ΕΠΙΦΑΝΕΙΑΣ / ΕΠΙΦΑΝΕΙΑΚΗΣ ΡΟΗΣ.....	18
2.3.2 ΤΕΧΝΗΤΟΙ ΥΓΡΟΤΟΠΟΙ ΥΠΟΕΠΙΦΑΝΕΙΑΚΗΣ / ΥΠΟΓΕΙΑΣ ΡΟΗΣ	20
2.4 ΒΑΣΙΚΑ ΣΤΑΔΙΑ ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΥ ΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ ΤΕΧΝΗΤΩΝ ΥΓΡΟΤΟΠΩΝ	23
2.4.1 ΧΩΡΟΘΕΤΗΣΗ ΤΕΧΝΗΤΟΥ ΥΓΡΟΤΟΠΟΥ	24
2.4.2 ΠΡΟ-ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ	26
2.4.3 ΕΠΙΛΟΓΗ ΚΑΙ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗ ΤΗΣ ΦΥΤΙΚΗΣ ΒΛΑΣΤΗΣΗΣ.....	27
2.4.4 ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΙ ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΥ	28
2.4.5 ΠΑΝΙΔΑ ΣΤΟΥΣ ΤΕΧΝΗΤΟΥΣ ΥΓΡΟΤΟΠΟΥΣ	29
2.5 ΔΙΑΔΙΚΑΣΙΕΣ ΑΠΟΜΑΚΡΥΝΣΗΣ / ΑΦΑΙΡΕΣΗΣ ΡΥΠΩΝ ΣΤΟΥΣ ΤΕΧΝΗΤΟΥΣ ΥΓΡΟΤΟΠΟΥΣ	30
2.5.1 ΑΠΟΜΑΚΡΥΝΣΗ ΟΡΓΑΝΙΚΗΣ ΥΛΗΣ.....	30
2.5.2 ΑΠΟΜΑΚΡΥΝΣΗ ΑΖΩΤΟΥ.....	31
2.5.3 ΑΠΟΜΑΚΡΥΝΣΗ ΦΩΣΦΟΡΟΥ	33
2.5.4 ΑΠΟΜΑΚΡΥΝΣΗ ΟΛΙΚΩΝ ΑΙΩΡΟΥΜΕΝΩΝ ΣΤΕΡΕΩΝ (TSS)	34
2.5.5 ΑΠΟΜΑΚΡΥΝΣΗ ΒΑΡΕΩΝ ΜΕΤΑΛΛΩΝ.....	34
2.6 ΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΤΕΧΝΗΤΩΝ ΥΓΡΟΤΟΠΩΝ ΣΤΗΝ ΕΛΛΑΔΑ	35
ΤΕΧΝΗΤΟΣ ΥΓΡΟΤΟΠΟΣ ΒΑΣΣΟΒΑΣ.....	35

ΤΕΧΝΗΤΟΣ ΥΓΡΟΤΟΠΟΣ ΜΑΔΥΤΟΥ	36
ΤΕΧΝΗΤΟΣ ΥΓΡΟΤΟΠΟΣ ΓΟΜΑΤΙΟΥ	37
ΤΕΧΝΗΤΟΣ ΥΓΡΟΤΟΠΟΣ ΠΟΜΠΗΙΑΣ	38
ΤΕΧΝΗΤΟΣ ΥΓΡΟΤΟΠΟΣ ΘΕΣΣΑΛΟΝΙΚΗΣ	38
ΤΕΧΝΗΤΟΣ ΥΓΡΟΤΟΠΟΣ ΚΑΛΛΙΘΕΑΣ- ΛΕΥΚΩΝΑ ΔΗΜΟΥ ΠΡΕΣΠΩΝ	39
ΤΕΧΝΗΤΟΣ ΥΓΡΟΤΟΠΟΣ ΑΓ. ΓΕΡΜΑΝΟΥ-ΛΑΙΜΟΥ-ΠΛΑΤΕΩΣ ΔΗΜΟΥ ΠΡΕΣΠΩΝ	39
2.7 ΣΥΓΚΡΙΣΗ ΤΕΧΝΗΤΩΝ ΥΓΡΟΤΟΠΩΝ ΜΕ ΤΑ ΣΥΜΒΑΤΙΚΑ ΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ	40
3. ΜΕΘΟΔΟΙ ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗΣ ΓΙΑ ΤΗ ΔΙΑΔΙΚΑΣΙΑ ΛΗΨΗΣ ΑΠΟΦΑΣΕΩΝ	41
3.1 ΓΕΝΙΚΑ	41
3.2 ΜΕΘΟΔΟΙ ΠΟΛΥΚΡΙΤΗΡΙΑΚΗΣ ΑΝΑΛΥΣΗΣ (MULTI-CRITERIA ANALYSIS - MCA)	42
3.3 ΠΑΡΑΔΕΙΓΜΑΤΑ ΕΦΑΡΜΟΓΗΣ ΜΕΘΟΔΩΝ ΠΟΛΥΚΡΙΤΗΡΙΑΚΗΣ ΑΝΑΛΥΣΗΣ.....	44
3.4 ΜΕΘΟΔΟΣ ΤΗΣ ΑΝΑΛΥΤΙΚΗΣ ΙΕΡΑΡΧΙΚΗΣ ΔΙΑΔΙΚΑΣΙΑΣ - ANALYTICAL HIERARCHY PROCESS (AHP).....	46
4. ΠΕΡΙΠΤΩΣΗ ΜΕΛΕΤΗΣ ΔΗΜΟΥ ΚΙΛΕΛΕΡ	50
4.1. ΥΦΙΣΤΑΜΕΝΗ ΚΑΤΑΣΤΑΣΗ ΣΤΗΝ ΠΕΡΙΟΧΗ ΤΗΣ ΝΙΚΑΙΑΣ, ΔΗΜΟΥ ΚΙΛΕΛΕΡ	50
4.2. ΧΩΡΟΘΕΤΗΣΗ ΤΥ ΜΕ ΣΥΝΔΙΑΣΜΟ ArcGIS ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΩΝ ΠΟΛΥΚΡΙΤΗΡΙΑΚΗΣ ΑΝΑΛΥΣΗΣ.	51
4.2.1 ΚΡΙΤΗΡΙΑ ΑΠΟΚΛΕΙΣΜΟΥ/ΚΑΤΑΛΛΗΛΟΤΗΤΑΣ.....	52
4.2.2 ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑ	57
4.2.3 ΤΕΛΙΚΟΣ ΕΝΙΑΙΟΣ ΘΕΜΑΤΙΚΟΣ ΧΑΡΤΗΣ-ΕΦΑΡΜΟΓΗ ΤΗΣ ΜΕΘΟΔΟΥ ΤΗΣ ΑΝΑΛΥΤΙΚΗΣ ΙΕΡΑΡΧΙΚΗΣ ΔΙΑΔΙΚΑΣΙΑΣ.	74
4.2.4 ΔΕΙΚΤΗΣ ΚΑΤΑΛΛΗΛΟΤΗΤΑΣ	77
5.ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ	80
ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	83

ΠΡΟΛΟΓΟΣ

Η παρούσα διπλωματική διατριβή εκπονήθηκε στα πλαίσια του Προγράμματος Μεταπτυχιακών Σπουδών «Χωρική Ανάλυση και Διαχείριση Περιβάλλοντος» του Τμήματος Μηχανικών Χωροταξίας, Πολεοδομίας και Περιφερειακής Ανάπτυξης του Πανεπιστημίου Θεσσαλίας.

Οι λόγοι που οδήγησαν στην επιλογή του συγκεκριμένου θέματος συνοψίζονται παρακάτω. Η διαχείριση των αποβλήτων γενικότερα απασχολεί τα τελευταία χρόνια όλο και περισσότερο τους επιστήμονες. Ειδικότερα για τα υγρά απόβλητα υπάρχει έντονο ενδιαφέρον, καθώς η ανεξέλεγκτη διάθεση τους σε λίμνες, ποταμούς και θάλασσες είναι καταστροφική για το περιβάλλον, δημιουργώντας περιβαλλοντικά, κοινωνικά και οικονομικά προβλήματα. Οι Τεχνητοί Υγρότοποι αποτελούν μια σύγχρονη/εναλλακτική μορφή επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων. Ωστόσο, η σωστή χωροθέτηση ενός ΤΥ αποτελεί κομβικό σημείο για τη λήψη σχετικών αποφάσεων. Ο Δήμος Κιλελέρ στερείται αποχετευτικού δικτύου, ενώ παρατηρείται έλλειψη νερού άρδευσης. Συνεπώς, η κατασκευή ενός ΤΥ με κατάλληλη χωροθέτηση μπορεί να αποτελέσει ουσιαστική λύση στα σχετικά προβλήματα του Δήμου.

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

1.1 ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ

Κάθε άνθρωπος έχει ανάγκη από καθαρό νερό – για να πει, για αναψυχή, απλά για να το απολαμβάνει. Εάν το νερό μολυνθεί, χάνει την αξία του τόσο αισθητικά όσο και οικονομικά, και δύναται να αποτελέσει απειλή για την υγεία των ανθρώπων και για την επιβίωση του ιχθυοπληθυσμού και της άγριας ζωής που βασίζεται σε αυτό (Cabasso, 1987; Sonune and Ghate, 2004). Η ανάγκη για περιβαλλοντική προστασία είναι ιδιαίτερα σημαντική στο σημερινό κόσμο, καθώς ο πληθυσμός αυξάνεται ολοένα και περισσότερο με αποτέλεσμα τα συνακόλουθα προβλήματα ρύπανσης. Η ικανότητα ελέγχου της ρύπανσης που προκαλείται από τις ανθρώπινες δραστηριότητες είναι, μακροπρόθεσμα, ζωτική για την περαιτέρω εξέλιξη της ανθρωπότητας (Amann et al., 1998).

Ένα από τα κρισιμότερα περιβαλλοντικά προβλήματα είναι η ρύπανση των ποταμών και των χειμάρρων από χημικά, καθώς οι χημικοί ρύποι που εισέρχονται στις συγκεκριμένες περιοχές προκαλούν μεγάλα ποσοστά καταστροφής. Η ρύπανση του νερού είναι κυρίως αποτέλεσμα των ανθρώπινων δραστηριοτήτων, όμως είναι δυνατό να προκληθεί και από φυσικές διεργασίες. Το νερό που χρησιμοποιείται καθημερινά σε οικίες και βιομηχανίες λαμβάνεται από λίμνες, ποταμούς και υπόγεια ύδατα. Στη συνέχεια, αφού χρησιμοποιηθεί - και μολυνθεί - το μεγαλύτερο μέρος του 'επιστρέφει' στις παραπάνω θέσεις. Αυτό το χρησιμοποιημένο νερό είναι γνωστό ως "λύματα" ή "υγρά απόβλητα" (Pantell, 1993; Sonune and Ghate, 2004).

Πιο συγκεκριμένα, με τον όρο λύματα χαρακτηρίζονται τα υγρά απόβλητα που προέρχονται από τις κατοικίες (οικιακά λύματα) και εκείνα που προκαλούνται από τις συνήθειες δραστηριότητες μιας πόλης (αστικά λύματα). Υπάρχουν περιπτώσεις όπου τα υγρά απόβλητα μιας πόλης δύναται να περιέχουν και σημαντικές ποσότητες υγρών βιομηχανικών αποβλήτων, με αποτέλεσμα να δημιουργούνται τα λεγόμενα υγρά αστικά απόβλητα (Zhou and Smith, 2002). Εάν τα λύματα δεν υποστούν κάποιου είδους επεξεργασία πριν την απόρριψή του σε πλωτούς οδούς, το αποτέλεσμα θα είναι η μόλυνση του περιβάλλοντος (Pantell, 1993; Sonune and Ghate, 2004).

Η επεξεργασία των υγρών αποβλήτων είναι ιδιαίτερα σημαντική σε ένα κόσμο με συνεχώς αυξανόμενο πληθυσμό. Είναι η διαδικασία διαχωρισμού των επικίνδυνων ουσιών από το νερό των υγρών αποβλήτων, ώστε αυτό να μπορεί να χρησιμοποιηθεί στο περιβάλλον. Η

μεταφορά των υγρών αποβλήτων στις εγκαταστάσεις καθαρισμού δύναται να πραγματοποιηθεί μέσω των υπονόμων, μερικές φορές και με χρήση ειδικών βυτιοφόρων οχημάτων (Amann et al., 1998). Η επεξεργασία των υγρών αποβλήτων βασίζεται στη διαδικασία της καθίζησης σε συνδυασμό είτε με φυσικοχημικές είτε με βιολογικές διαδικασίες. Προκειμένου να επιτευχθεί η διαδικασία της επεξεργασίας είναι απαραίτητος ο συνδυασμός μεθόδων υπαγορευμένων από τη φύση του υγρού αποβλήτου που υπόκειται σε επεξεργασία (Τσαλκατίδου Μ., 2010). Στη συνέχεια παρουσιάζονται συνοπτικά οι κυριότερες μέθοδοι επεξεργασίας υγρών αποβλήτων.

1.2 ΜΕΘΟΔΟΙ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ

1.2.1 ΣΥΜΒΑΤΙΚΕΣ ΜΕΘΟΔΟΙ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΤΩΝ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ

Στις συμβατικές μεθόδους επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων συνδυάζονται φυσικές, χημικές και βιολογικές διαδικασίες, καθώς και μηχανισμοί απομάκρυνσης των στερεών, του οργανικού υλικού και ενίοτε των θρεπτικών συστατικών. Οι γενικοί όροι που χρησιμοποιούνται για την περιγραφή των διαφορετικών βαθμών επεξεργασίας, κατά σειρά αύξησης του επιπέδου επεξεργασίας, είναι προ-επεξεργασία, πρωτοβάθμια, δευτεροβάθμια και τριτοβάθμια ή / και προηγμένη επεξεργασία των υγρών αποβλήτων (Oswald, 1973).

Προ-επεξεργασία είναι η διαδικασία που απομακρύνει τα σώματα που επιπλέουν ή βρίσκονται σε αιώρηση στα υγρά απόβλητα και είναι ιδιαίτερα αποτελεσματική στην απομάκρυνση ή τη μείωση του μεγέθους των μεγάλων, συμπαρασυρόμενων αιωρούμενων στερεών ή των στερεών που επιπλέουν. Στο συγκεκριμένο στάδιο δεν απαιτούνται ειδικές δομικές κατασκευές και εκτεταμένη εγκατάσταση, αλλά υπάρχουν περιπτώσεις που αυτό το στάδιο επεξεργασίας δεν εφαρμόζεται (Carballa et al., 2004).

Πρωτοβάθμια επεξεργασία είναι η διαδικασία απομάκρυνσης των αιωρούμενων οργανικών και ανόργανων στερεών. Είναι ιδιαίτερος αποτελεσματική στην απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών (SS) έως και 60% και του Βιοχημικά Απαιτούμενου Οξυγόνου (BOD) κατά 30-40%, καθώς και στην απομάκρυνση μέρους του οργανικού αζώτου, του οργανικού φωσφόρου και των βαρέων μετάλλων που συνδέονται με τα στερεά. Είναι μια διαδικασία απλή, με μικρή κατανάλωση ενέργειας, ενώ το βασικό της μειονέκτημα είναι ότι τα κολλοειδή και τα διαλυμένα συστατικά των στερεών δεν επηρεάζονται (Barbose and Sant'anna, 1989).

Δευτεροβάθμια επεξεργασία / Βιολογικός καθαρισμός είναι η προχωρημένη επεξεργασία των υγρών αποβλήτων η οποία οδηγεί σε απομάκρυνση οργανικού άνθρακα, αζώτου και μερικές φορές και φωσφόρου (αναλόγως της εγκατάστασης). Η αποτελεσματικότητα του συγκεκριμένου σταδίου έγκειται στην απομάκρυνση των οργανικών ουσιών των αποβλήτων με βιολογικές διεργασίες χρησιμοποιώντας μικροοργανισμούς που καταναλώνουν τις οργανικές ουσίες. Μεταξύ των πλεονεκτημάτων αυτού του σταδίου είναι το χαμηλό κόστος επεξεργασίας, χωρίς την ύπαρξη δευτεροβάθμιας ρύπανσης, ενώ στα μειονεκτήματά της είναι η αδυναμία προστασίας των υδάτων αποδοχής και η ανεπάρκεια να παράσχει επαναχρησιμοποιημένο νερό στις βιομηχανίες ή / και στην εγχώρια ανακύκλωση (Henze and Harremoës, 1983).

Στη *δευτεροβάθμια επεξεργασία / βιολογικό καθαρισμό* περιλαμβάνονται η *αερόβια βιολογική επεξεργασία* και η *αναερόβια βιολογική επεξεργασία*. Η *αερόβια βιολογική επεξεργασία* λαμβάνει χώρα παρουσία οξυγόνου και είναι ιδιαίτερα αποτελεσματική για τα υψηλής αντοχής / χαμηλής θερμοκρασίας λύματα που παρουσιάζουν προβλήματα τοξικότητας και προέρχονται από τα υψηλά επίπεδα αλατότητας ή την παρουσία επικίνδυνων ουσιών. Είναι μια διαδικασία που πραγματοποιείται άμεσα και αποδίδει περισσότερο καθώς έχει μικρές κεφαλαιουχικές δαπάνες, με βασικά της μειονεκτήματα την επιβάρυνση της δεξαμενής αερισμού και τα ανεπαρκή χαρακτηριστικά της βακτηριακής κροκύδωσης (LaPara and Alleman, 1999). Η *αναερόβια βιολογική επεξεργασία* πραγματοποιείται με την απουσία οξυγόνου και είναι αποτελεσματική στην απομάκρυνση των οργανικών ρύπων (> 85%). Μεταξύ των μειονεκτημάτων του συγκεκριμένου σταδίου είναι η μεγάλη χρονική περίοδος που χρειάζεται η διαδικασία (ως 30 ημέρες) και το υψηλό κόστος, ενώ το βασικότερο πλεονέκτημά της είναι η παραγωγή του μεθανίου (Kappell et al., 2005).

Στις συμβατικές μεθόδους επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων ανήκουν οι *μονάδες βιολογικών καθαρισμών*, καθώς επίσης οι *δεξαμενές καθίζησης*, το *χαλικοδιύλιστήριο*, η *μέθοδος της δραστικής λάσπης* και οι *δεξαμενές σταθεροποιήσεως*. Οι *δεξαμενές καθίζησης* είναι η διαδικασία κατά την οποία απομακρύνονται τα αιωρούμενα σωματίδια από το νερό με τη βοήθεια της βαρύτητας. Η αποτελεσματικότητα της μεθόδου έγκειται στη μείωση του BOD των εισερχομένων υγρών αποβλήτων τουλάχιστον κατά 20 % πριν από την απόρριψη, καθώς και του συνολικού φορτίου των αιωρούμενων στερεών στα εισερχόμενα λύματα μέχρι και 25 - 50 %. Στα πλεονεκτήματα της συγκεκριμένης μεθόδου περιλαμβάνονται η πιθανώς μικρή αρχική δαπάνη, το μικρό λειτουργικό κόστος, η απλή λειτουργία και παρακολούθηση. Η μεγάλη εδαφική έκταση, τα πιθανά προβλήματα δυσοσμίων, η δυσχέρεια επεξεργασίας

ορισμένων βιομηχανικών αποβλήτων και τα πολλά αιωρούμενα στερεά στην απορροή (φύκη κλπ) είναι μερικά από τα σημαντικότερα μειονεκτήματά της (Heydari et al., 2013).

Το *χαλικοδιύλιστήριο* είναι μια απλή και καλά εδραιωμένη εγκατάσταση που χρησιμοποιείται για τα αστικά λύματα, στην οποία επιτυγχάνεται ο υψηλός βαθμός καθαρισμού των υγρών αποβλήτων και η σημαντική απομάκρυνση παθογόνων μικροοργανισμών. Το χαμηλό κόστος συντήρησης και η φθινή εγκατάσταση ανήκουν στα πλεονεκτήματα της συγκεκριμένης μεθόδου, ενώ στα μειονεκτήματα το γεγονός ότι έχουν περιορισμένες δυνατότητες παρακολούθησής, είναι κατάλληλα για μικρές εγκαταστάσεις, ενώ δύναται να παρουσιάζουν προβλήματα κατά τη λειτουργία (έμφραξη, δυσοσμία, μύγες, τοξικές ουσίες κλπ.) (Lekang and Kleppe, 2000).

Η *μέθοδος της δραστικής λάσπης* είναι το στάδιο της επεξεργασίας κατά το οποίο επιτυγχάνεται η αποσύνθεση των σύνθετων διαλυμένων και αιωρούμενων στερεών σε απλά τελικά προϊόντα, όπως είναι το διοξείδιο του άνθρακα και το νερό. Το συγκεκριμένο στάδιο είναι αποτελεσματικό στην βιολογική απομάκρυνση του αζώτου και του φωσφόρου, στην ελάττωση του όγκου, απομακρύνοντας μέρους του νερού (ελάττωση υγρασίας από 95% σε 70 - 60%) και στην αποικοδόμηση των οργανικών ουσιών, που αποτελούν τον ασταθή και ενοχλητικό παράγοντα της λάσπης (δυσοσμία). Η συγκεκριμένη μέθοδος έχει υψηλή απόδοση και η κατασκευή των υποδομών τους απαιτούν μικρή έκταση, όμως είναι σχετικά πολύπλοκες στη λειτουργία, παράγουν μεγάλους όγκους λάσπης και είναι ιδιαίτερα ευαίσθητες σε απότομη φόρτιση (Tong et al., 1980).

Στις μονάδες βιολογικών καθαρισμών ανήκουν εν τέλει και οι *δεξαμενές σταθεροποίησης*, οι οποίες αποτελούνται από βαθιές προαιρετικές δεξαμενές σταθεροποίησης σε συνδυασμό με ρηχές, υψηλού ρυθμού δεξαμενές σταθεροποίησης και δεξαμενές καθίζησης ή διαχωρισμού. Είναι αποτελεσματικές στο χειρισμό των διακυμάνσεων των οργανικών υδραυλικών φορτίων και χρησιμοποιούνται στην επεξεργασία των αστικών υγρών αποβλήτων, προκειμένου να αποκτηθούν λύματα κατάλληλα για άρδευση. Έχουν χαμηλό κόστος κατασκευής, συντήρησης και λειτουργίας, αλλά μεγάλες απαιτήσεις σε έκταση για την εγκατάστασή τους, ενώ ταυτόχρονα η παραγωγή υψηλών συγκεντρώσεων αλγών δημιουργεί προβλήματα στην επιφανειακή διάθεση των εκροών (Banat et al., 1990).

Τέλος, στις συμβατικές μεθόδους επεξεργασίας ανήκει και η *χημική επεξεργασία* των υγρών αποβλήτων η οποία περιλαμβάνει διάφορες διαδικασίες, που δύναται να εφαρμοστούν μεμονωμένα ή σε συνδυασμό με διάφορες φυσικές ή βιολογικές διαδικασίες καθαρισμού, με

την *απολύμανση* και την *προσρόφηση* να αποτελούν τις πιο συχνά χρησιμοποιούμενες. Στόχος της *απολύμανσης* είναι η καταστροφή των παθογόνων μικροοργανισμών, με αποτέλεσμα την αποφυγή μετάδοσης ασθενειών που προκαλούνται από τα νερά του αποδέκτη, στα οποία διοχετεύονται τα απόβλητα και είναι αποτελεσματική στην απενεργοποίηση των βακτηριδίων και των ιών. Η *προσρόφηση* είναι αποτελεσματική για την απομάκρυνση οργανικών και ανόργανων ρυπαντών από τα λύματα (Zhang and Chuang, 2001).

1.2.2 ΜΕΘΟΔΟΙ ΠΡΟΧΩΡΗΜΕΝΗΣ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΤΩΝ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ

Το μεγαλύτερο μέρος του BOD και των αιωρούμενων στερεών που υπάρχουν στα υγρά απόβλητα απομακρύνεται κατά την πρωτοβάθμια και δευτεροβάθμια επεξεργασία. Σε πολλές περιπτώσεις όμως τα συγκεκριμένα στάδια επεξεργασίας αποδεικνύονται ανεπαρκή με αποτέλεσμα την προσθήκη επιπλέον σταδίων, μέσω των οποίων πραγματοποιείται η απομάκρυνση των οργανικών και των στερεών, προκειμένου να προστατευτούν τα ύδατα αποδοχής ή να παραχθεί επαναχρησιμοποιημένο νερό για τις βιομηχανίες ή / και για την εγχώρια ανακύκλωση ή να απομακρυνθούν τα θρεπτικά ή / και τα τοξικά υλικά (Sonune and Ghate, 2004).

Στις συγκεκριμένες μεθόδους περιλαμβάνεται η *τριτοβάθμια επεξεργασία*, μέσω της οποίας επιτυγχάνεται η απομάκρυνση ορισμένων ρυπαντικών ουσιών οι οποίες δεν απομακρύνονται στα προηγούμενα στάδια επεξεργασίας. Το συγκεκριμένο στάδιο είναι απαραίτητο πέρα από τη συμβατική δευτεροβάθμια επεξεργασία προκειμένου να απομακρυνθούν συστατικά που περιλαμβάνουν θρεπτικά, τοξικές ουσίες, και αυξημένα ποσοστά οργανικού υλικού και αιωρούμενων στερεών. Στα πλεονεκτήματα της μεθόδου περιλαμβάνεται η επιτυχία προστασίας του υδάτινου περιβάλλοντος από ορισμένες ουσίες και η προετοιμασία των αποβλήτων για επαναχρησιμοποίηση, ενώ στα μειονεκτήματα το υψηλό κόστος εξοπλισμού (Zhou and Smith, 2002).

1.2.3 ΦΥΣΙΚΑ ΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΤΩΝ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ

Το νερό που ρέει διαμέσου ποταμών, λιμνών, υδροβιότοπων και ρευμάτων δύναται να καθαριστεί μέσω φυσικών διεργασιών με αποτέλεσμα τα τελευταία χρόνια να κατασκευάζονται ολοένα και περισσότερα συστήματα που χρησιμοποιούν τέτοιες φυσικές διαδικασίες, με στόχο τη βελτίωση της ποιότητας του νερού (U.S. EPA, 2002). Αυτής της μορφής τα συστήματα είναι τα *φυσικά συστήματα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων*, δηλαδή αυτά στα οποία η επεξεργασία των υγρών αποβλήτων πραγματοποιείται με φυσικά μέσα και

διαδικασίες – φυσικές, χημικές, βιολογικές ή συνδυασμός αυτών – οι οποίες λαμβάνουν χώρα στο περιβάλλον (Αγγελάκης και Τσαγκαράκης, 2002). Οι διεργασίες που εμπλέκονται σε αυτά τα συστήματα επεξεργασίας είναι πολλές φορές οι ίδιες με εκείνες που εφαρμόζονται και στα συμβατικά συστήματα επεξεργασίας, όπως είναι η καθίζηση, η μεταφορά αερίων, το φιλτράρισμα, η προσρόφηση, η χημική κατακρήμνιση, η ιοντική εναλλαγή, η βιολογική μετατροπή και αποδόμηση και η χημική οξείδωση και αναγωγή καθώς και κάποιες, που είναι μοναδικές στα φυσικά συστήματα, όπως είναι η φωτοοξείδωση, η φωτοσύνθεση και η πρόσληψη από φυτά (Αγγελάκης and Tchobanoglous, 1995; Προχάσκα, 2005).

Οι βασικές κατηγορίες στις οποίες κατατάσσονται τα φυσικά συστήματα επεξεργασίας είναι (Metcalf & Eddy, 1991):

- Τα εδαφικά συστήματα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων, δηλαδή εκείνα που βασίζονται σε εφαρμογή στο έδαφος ή διαφορετικά τα γήινα συστήματα και διακρίνονται σε: α) βραδείας εφαρμογής, β) ταχείας διήθησης, γ) επιφανειακής ροής και δ) συνδυασμένοι τύποι. Αυτά τα συστήματα βασίζονται τόσο στις φυσικές όσο και στις χημικές και βιολογικές αντιδράσεις πάνω και μέσα στο μητρώο του εδάφους, παράγοντας υψηλής ποιότητας εκροή (Reed et al., 1995; Αγγελάκης and Tchobanoglous, 1995; Τσαλκατίδου Μ., 2010)
- Τα συστήματα τεχνητών δεξαμενών/ λιμνών (lagoons/ponds) σταθεροποίησης, στα οποία η επεξεργασία των υγρών αποβλήτων πραγματοποιείται με διάφορες διαδικασίες οι οποίες λαμβάνουν χώρα και εξαρτώνται από τη μικροβιακή ζωή, τα κατώτερα φυτά και τα ζώα (Reed et al., 1995) και
- Τα συστήματα που βασίζονται στα υδροχαρή φυτά, όπως είναι οι φυσικοί και τεχνητοί υγροβιότοποι και τα συστήματα των επιπλέοντων υδροχαρών φυτών.

1.3 ΝΟΜΟΘΕΤΙΚΟ ΠΛΑΙΣΙΟ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗΣ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ¹

Η ποιότητα του νερού που απορρίπτεται μετά την χρησιμοποίησή του επηρεάζεται σημαντικά από τις ανθρώπινες δραστηριότητες. Μεγάλες ποσότητες υγρών αποβλήτων διατίθενται σε ποτάμια, λίμνες, υπόγεια ρεύματα, ακτές, κλπ., τα οποία επιβαρύνονται από τις σημαντικές

¹ Το σύνολο της νομοθεσίας ανακτήθηκε από την ιστοσελίδα του Υπουργείου Περιβάλλοντος και Ενέργειας (ΥΠΕΚΑ) - <http://www.ypeka.gr/Default.aspx?tabid=251&language=el-GR>

ποσότητες ρυπογόνων ουσιών που περιέχονται στα απόβλητα. Προκειμένου να αντιμετωπιστούν οι επιπτώσεις που προκύπτουν από τη διάθεση των υγρών αποβλήτων στους φυσικούς αποδέκτες έχει διαμορφωθεί ένα νομοθετικό πλαίσιο για τη διαχείριση αυτών, το οποίο αποτελείται από ένα σύνολο νομοθετημάτων που περιλαμβάνει κοινές ή μη υπουργικές αποφάσεις, υγειονομικές διατάξεις, νόμους, προεδρικά διατάγματα, ευρωπαϊκές οδηγίες (ευρωπαϊκοί νόμοι για την ενσωμάτωση σε εθνικό επίπεδο νομοθεσίας).

Στην περίπτωση της διαχείρισης των αστικών υγρών αποβλήτων η ελληνική νομοθεσία βασίζεται στην Οδηγία 91/271/ΕΟΚ «για την επεξεργασία και διάθεση αστικών λυμάτων», όπως αυτή τροποποιήθηκε με την Οδηγία 98/15/ΕΕ. Στόχος της συγκεκριμένης οδηγίας είναι η προστασία του περιβάλλοντος από τις επιπτώσεις της διάθεσης ανεπεξέργαστων ή ανεπαρκώς επεξεργασμένων αστικών και ορισμένων βιομηχανικών υγρών αποβλήτων και των αντίστοιχων παραπροϊόντων τους.

Στην Ελλάδα η εν λόγω οδηγία έχει ενσωματωθεί στο εθνικό δίκαιο με την Κ.Υ.Α. 5673/400/1997 (Φ.Ε.Κ. 192Β/14-3-1997) με τίτλο "Μέτρα και Όροι για την επεξεργασία των Αστικών Λυμάτων". Το 1999 δημιουργήθηκε ένας κατάλογος με τους ευαίσθητους αποδέκτες (Κ.Υ.Α. 19661/1982/1999 (Φ.Ε.Κ. 1811Β/29-9-1999), ο οποίος ενημερώθηκε το 2002 (Κ.Υ.Α. 48392/939/3-2-2002 (Φ.Ε.Κ. 405Β/3-4-2002)). Βάσει συγκεκριμένων κριτηρίων τα οποία αναφέρονται στην παραπάνω Κ.Υ.Α. έγινε διάκριση των ευαίσθητων και λιγότερων ευαίσθητων περιοχών.

Όσον αφορά τα βιομηχανικά υγρά απόβλητα και την απευθείας διάθεσή τους σε φυσικούς αποδέκτες έχουν ορισθεί συγκεκριμένες υγειονομικές διατάξεις και Κ.Υ.Α. Συγκεκριμένα η υγειονομική διάταξη αριθ. Ε1β.221(ΦΕΚ 138/Β' τεύχος/24-02-1965) περί διαθέσεως λυμάτων και βιομηχανικών αποβλήτων καθορίζει τον τρόπο διάθεσης αστικών και βιομηχανικών λυμάτων στα επιφανειακά νερά και τις απαιτούμενες διαδικασίες που πρέπει να πραγματοποιηθούν για τον καθορισμό ενός αποδέκτη. Οι όροι διάθεσης των βιομηχανικών αποβλήτων στο έδαφος καθώς και οι απαραίτητες διαδικασίες για τη χορήγηση αδείας διάθεσης τους καθορίζονται επίσης στη συγκεκριμένη διάταξη. Τέλος, σύμφωνα με την Κ.Υ.Α 5673/400/1997 τα βιομηχανικά υγρά απόβλητα είναι απαραίτητο να υποβάλλονται σε προκαταρκτική επεξεργασία πριν τη διοχέτευσή τους σε σταθμούς επεξεργασίας αστικών λυμάτων.

Η διάθεση των επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων, βάσει των προαναφερθέντων και σύμφωνα με την Ειδική Γραμματεία Υδάτων του Υπουργείου Περιβάλλοντος και Ενέργειας,

δύναται να διαχωριστεί σε τρεις βασικές κατηγορίες: α) διάθεσή τους σε επιφανειακό υδάτινο αποδέκτη – λίμνη, ποτάμι, θάλασσα – όπου εφαρμόζονται οι διατάξεις της Οδηγίας 91/271/ΕΟΚ, β) διάθεσή τους στο έδαφος, όπου εφαρμόζονται οι διατάξεις της Κ.Υ.Α. 145116/2011, βάσει του ισχύοντος θεσμικού πλαισίου και γ) επαναχρησιμοποίησή τους για την άρδευση, όπου και εδώ εφαρμόζονται οι διατάξεις της Κ.Υ.Α. 145116/2011, όμοια με την περίπτωση (β).

2. ΤΕΧΝΗΤΟΙ ΥΓΡΟΤΟΠΟΙ

2.1 ΓΕΝΙΚΑ ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ

Μια σχετικά νέα τεχνολογία που χρησιμοποιείται τα τελευταία 30 χρόνια για την επεξεργασία διαφόρων τύπων υγρών αποβλήτων και έχει σχετικά χαμηλό κόστος είναι οι τεχνητοί υγρότοποι – ΤΥ (constructed wetlands – CWs). Τα συγκεκριμένα συστήματα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων βασίζονται στη χρήση αναφυόμενων φυτών όπως είναι τα βούρλα, τα νεροκάλαμα ή το ψαθί (Hunt et al., 2003; Kadlec and Wallace, 2009; Vymazal, 2010). Σύμφωνα με τους Nuttall et al. (1998) τεχνητός υγρότοπος ορίζεται ένα κατασκευασμένο σύστημα που έχει σκοπό την αντιγραφή λειτουργίας ενός φυσικού υγροτόπου για την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων ή για διαφορετικούς λόγους, μέσα σε μεγάλες λεκάνες με τη βοήθεια υγροτοπικής βλάστησης. Έχουν τις ίδιες δυνατότητες με τους φυσικούς υγροτόπους, χωρίς όμως τους περιορισμούς τους, που σχετίζονται με τη διάθεση των εκροών στα φυσικά οικοσυστήματα. Οι ΤΥ θεωρούνται μια απλή μέθοδος επεξεργασίας υγρών αποβλήτων στοχεύοντας στην εξοικονόμηση του νερού και την επιτυχή προστασία των εδαφοϋδατικών πόρων (Mar-Yam, 2014).

Οι σύγχρονοι ΤΥ είναι σχεδιασμένοι με τέτοιο τρόπο ώστε να δίνουν έμφαση στα ιδιαίτερα χαρακτηριστικά των οικοσυστημάτων των υγροτόπων, στοχεύοντας στη βέλτιστη ικανότητα επεξεργασίας, χρησιμοποιώντας διάφορες φυσικές, χημικές και βιολογικές διεργασίες για την αφαίρεση των ρύπων. Η απόδοση απομάκρυνσης των ρύπων στους ΤΥ εξαρτάται από το σχεδιασμό του υγροτόπου, τη μικροβιακή κοινότητα και τα διάφορα είδη φυτών που χρησιμοποιούνται (Ibekwe et al., 2003). Η διαδικασία επεξεργασίας των ΤΥ βασίζεται σε βιολογικές διαδικασίες οι οποίες λαμβάνουν χώρα στο φυσικό οικολογικό σύστημα συνδυάζοντας τα κορεσμένα υποστρώματα και τη βλάστηση. Ένας πληθυσμός μικροβίων αναπτύσσεται εντός του ριζικού συστήματος και του υποστρώματος, ο οποίος αποσυνθέτει τους διάφορους ρύπους προσδίδοντας σταθερές ενώσεις (Mar-Yam, 2014).

Το ιστορικό υπόβαθρο της χρήσης των φυσικών και τεχνητών υγροτόπων για την επεξεργασία και διάθεση των υγρών αποβλήτων περιγράφεται αναλυτικά από τους Kadlec and Knight, (1996). Συγκεκριμένα, στην Ευρώπη οι ερευνητικές μελέτες σχετικά με τη χρήση ΤΥ για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων ξεκίνησαν στη δεκαετία του '50 και στην Αμερική στα τέλη της δεκαετίας του '60. Στις ΗΠΑ οι ερευνητικές προσπάθειες αυξήθηκαν κατά τη διάρκεια των δεκαετιών του '70 και του '80, ενώ σημαντική ήταν και η

ομοσπονδιακή συμμετοχή του Tennessee Valley Authority (TVA) και του Υπουργείου Γεωργίας των ΗΠΑ στα τέλη της δεκαετίας του '80 με αρχές του '90 (Mar-Yam, 2014).

Οι ΤΥ έχουν τη δυνατότητα να επεξεργάζονται διάφορους τύπους υγρών αποβλήτων, μεταξύ των οποίων τα αστικά λύματα (Vymazal, 2005a), τα οξέα των ορυχείων (Machemer et al., 1993; Mays and Edwards, 2001; Yang et al., 2006), τα βιομηχανικά λύματα (Di Luca et al., 2011; Khan et al., 2009; Kongroy et al., 2012; Maine et al., 2006), γεωργικά λύματα (Del Bubba et al., 2004; Grafias et al., 2010; Nahlik and Mitsch, 2006) και λύματα βυρσοδεψείου (Calheiros et al., 2012, 2010, 2008a, 2008b, 2007; Dotro et al., 2011; Kucuk et al., 2003). Οι παραπάνω κατηγορίες υγρών αποβλήτων περιέχουν συνήθως υψηλές συγκεντρώσεις οργανικής ύλης, θρεπτικών ουσιών και βαρέων μετάλλων και η χρήση ΤΥ για την επεξεργασία αυτών είναι περισσότερο αποδοτική σε σχέση με τις συμβατικές μεθόδους (Kadlec and Knight, 1996; Knox et al., 2006).

Όπως όλα τα φυσικά συστήματα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων, έτσι και οι ΤΥ βασίζονται στη χρησιμοποίηση των ανανεώσιμων πηγών ενέργειας, μεταξύ των οποίων είναι η ηλιακή ακτινοβολία, η ενέργεια του νερού της βροχής, η κινητική ενέργεια του ανέμου, το έδαφος και η αποθήκευση ενδεχόμενης ενέργειας σε βιομάζα στα εδάφη, το επιφανειακό νερό. Η απόδοση ενός ΤΥ είναι μεγαλύτερη σε σχέση με ένα φυσικό της ίδιας έκτασης, μόνο όταν πραγματοποιείται σωστός έλεγχος στο υδραυλικό καθεστώς του συστήματος και το έδαφος έχει ισοπεδωθεί προσεκτικά. Προκειμένου να βελτιστοποιηθεί η αποδοτικότητα ενός ΤΥ και να αυξηθεί η αξιοπιστία του, είναι σημαντικό να πραγματοποιείται η απαραίτητη διαχείριση της βλάστησης και των υπόλοιπων μερών του συστήματος (Bendoricchio et al., 2000).

2.2 ΙΣΤΟΡΙΚΗ ΑΝΑΔΡΟΜΗ ΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ ΤΕΧΝΗΤΩΝ ΥΓΡΟΤΟΠΩΝ

Η τεχνολογία συστημάτων τεχνητών υγροτόπων αναπτύχθηκε πριν από 40-50 χρόνια στην Β. Αμερική και την Ευρώπη. Στις αρχές του 1950 στο Ινστιτούτο Max Planck στη Γερμανία διενεργήθηκαν από την Δρα. K. Seidel οι πρώτες προσπάθειες χρήσης αυτής της τεχνολογίας προκειμένου να επιτύχουν την απομάκρυνση των ρύπων από το νερό (Vymazal, 2005b).

Την περίοδο 1967-1969 κατασκευάστηκε το πρώτο, πλήρους κλίμακας, σύστημα τεχνητού υγροτόπου επιφανειακής ροής στις Κάτω Χώρες για την επεξεργασία αποβλήτων από έναν χώρο κατασκήνωσης και εντός των επόμενων ετών κατασκευάστηκαν περίπου 20 τέτοια

συστήματα στην Ολλανδία. Το 1974 κατασκευάστηκε στην πόλη Othfresen της Γερμανίας το πρώτο σύστημα τεχνητού υγροτόπου υπόγειας ροής. Τα πρώτα συστήματα ΤΥ υπόγειας ροής που κατασκευάστηκαν στη Δανία και τη Γερμανία χαρακτηρίζονταν από την υψηλή αποδοτικότητα, όμως παρουσίασαν προβλήματα έμφραξης εξαιτίας της χαμηλής υδραυλικής αγωγιμότητας του εδάφους με αποτέλεσμα να θεωρούνται παρόμοια με τους ΤΥ επιφανειακής ροής (Στεφανάκης, 2011).

Εξαιτίας της αστοχίας ορισμένων μονάδων τέτοιων συστημάτων καθώς και λόγω των μειονεκτημάτων τους δημιουργήθηκαν κάποιες αμφιβολίες και ερωτηματικά γύρω από τη συγκεκριμένη τεχνολογία στη δεκαετία του 1970, η περαιτέρω όμως έρευνα διευθέτησε αυτά τα προβλήματα. Συγκεκριμένα, στα τέλη του '80 πραγματοποιήθηκε σε μονάδες στη Μεγάλη Βρετανία αντικατάσταση του εδάφους με αμμοχάλικο, το οποίο θεωρήθηκε ιδιαίτερα αποτελεσματικό (Rousseau, 2005). Τα συστήματα ΤΥ χρησιμοποιούνται μέχρι και τη δεκαετία του '80 σχεδόν αποκλειστικά για την επεξεργασία αστικών υγρών αποβλήτων (Στεφανάκης, 2011).

Μέχρι και πριν από μερικά χρόνια υπολογίζεται ότι στην Ευρώπη λειτουργούσαν παραπάνω από 10.000 συστήματα ΤΥ. Συγκεκριμένα, το 1985 λειτουργούσαν μόλις 2 τέτοιες μονάδες στη Μεγάλη Βρετανία, ενώ το 2007 ο αριθμός τους υπολογίστηκε ότι ξεπερνούσε τις 1200 (Cooper, 2007). Στην Ιρλανδία λειτουργούν περισσότερες από 140 τέτοιες μονάδες (Babatunde et al., 2008), ενώ στη Δανία ο αριθμός τους φτάνει τις 320 (Brix et al., 2007).

Στις ανεπτυγμένες χώρες της Β. Αμερικής και της Ευρώπης βρίσκεται η πλειοψηφία των συστημάτων ΤΥ. Αντίθετα, στις αναπτυσσόμενες χώρες ο βαθμός εισχώρησης τέτοιας μορφής συστημάτων είναι αρκετά μικρός. Ωστόσο, παρουσιάζονται ιδιαίτερα μεγάλες δυνατότητες και προοπτικές εφαρμογής συστημάτων ΤΥ στις συγκεκριμένες χώρες (Kivaisi, 2001), εξαιτίας των τροπικών και υποτροπικών κλιμάτων που επικρατούν σε αυτές, τα οποία ευνοούν την υψηλή παραγωγικότητα και βιολογική δραστηριότητα (Στεφανάκης, 2011).

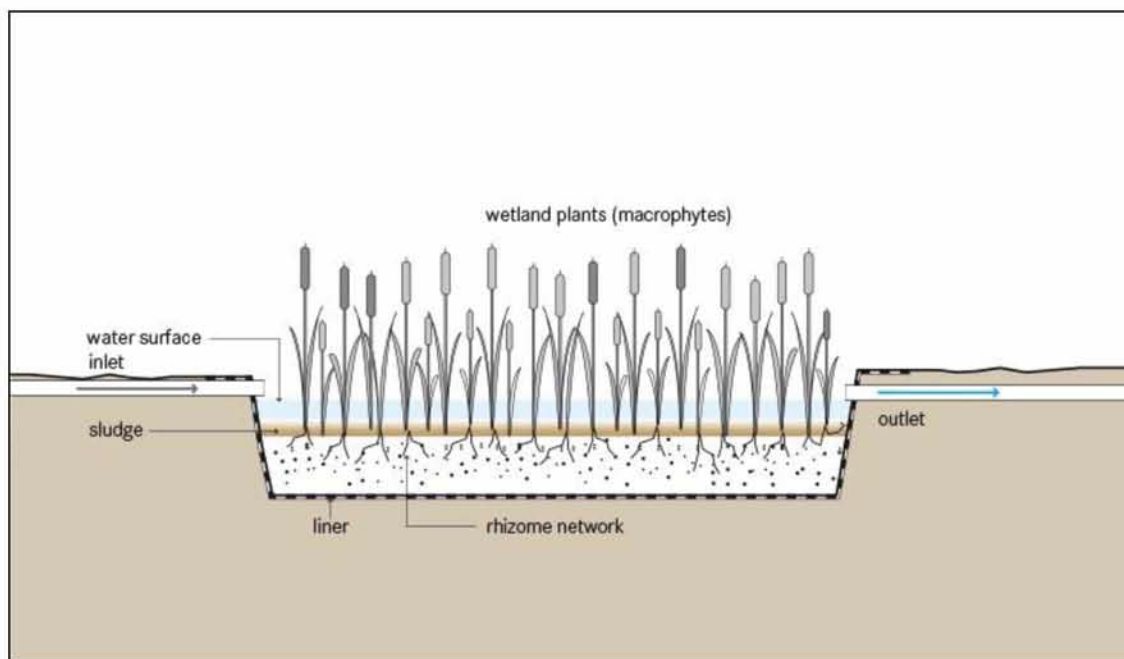
2.3 ΤΥΠΟΙ ΤΕΧΝΗΤΩΝ ΥΓΡΟΤΟΠΩΝ

Υπάρχουν δύο βασικές κατηγορίες ΤΥ, ανάλογα με τον τρόπο ανάπτυξης των μακρόφυτων και τη ροή του αποβλήτου, οι ελεύθερης επιφάνειας / επιφανειακής ροής (Free Water Surface, FWS) και οι υποεπιφανειακής / υπόγειας ροής (Sub Surface Flow, SSF). Οι ΤΥ

υποεπιφανειακής ροής διακρίνονται περαιτέρω στους οριζόντιας ροής (Horizontal Flow, HF) και στους κατακόρυφης ροής (Vertical Flow, VF) (Kadlec et al., 2000; U.S. EPA, 2000; Vymazal, 2007; Αγγελάκης and Tchobanoglous, 1995).

2.3.1 ΤΕΧΝΗΤΟΙ ΥΓΡΟΤΟΠΟΙ ΕΛΕΥΘΕΡΗΣ ΕΠΙΦΑΝΕΙΑΣ / ΕΠΙΦΑΝΕΙΑΚΗΣ ΡΟΗΣ

Οι ΤΥ ελεύθερης επιφάνειας / επιφανειακής ροής (Εικόνα 1) είναι συστήματα τα οποία αποτελούνται κυρίως από παράλληλες λεκάνες, κανάλια ή τάφρους. Στα συστήματα αυτά είναι απαραίτητο να προστεθεί έδαφος ή κάποιο άλλο κατάλληλο πληρωτικό υλικό προκειμένου να φυτευτεί και κατόπιν να αναπτυχθεί η υδροχαρής βλάστηση. Τέλος, προστίθεται το νερό των προς επεξεργασία λυμάτων, το οποίο έχει σχετικά μικρό βάθος, μεταξύ 0,2 και 0,6 μέτρα (Kadlec and Knight, 1996; Reed et al., 1995). Στα συγκεκριμένα συστήματα το νερό δύναται να ρέει οριζοντίως πάνω από το έδαφος του υγροτόπου, να διεισδύει στο έδαφος ή να εξατμίζεται καθώς η επιφάνεια του νερού είναι εκτεθειμένη στην ατμόσφαιρα (EPA, 1993). Το νερό αφήνεται να ρεύσει πάνω από την επιφάνεια του εδάφους μέχρι να συγκεντρωθεί στην έξοδο του υγροτόπου (Mar-Yam, 2014).



Εικόνα 1. Τεχνητός υγροτόπος ελεύθερης επιφάνειας / επιφανειακής ροής (Tilley et al., 2014)

Η πυκνή φυτοκάλυψη είναι αυτό που χαρακτηρίζει το συγκεκριμένο τύπο ΤΥ και ο πυθμένος τους δύναται να είναι διαπερατός, επιτρέποντας εν μέρει τη στράγγιση του νερού (Τερζάκης,

2009). Στα συστήματα αυτά χρησιμοποιούνται κυρίως ανόργανα υποστρώματα, όμως τα τελευταία χρόνια χρησιμοποιούνται με ιδιαίτερη επιτυχία και τα οργανικά υποστρώματα, όπως είναι για παράδειγμα το κομπόστ (Manios et al., 2003). Το υπόστρωμα των συγκεκριμένων συστημάτων μπορεί να είναι εδαφικό ή υδάτινο. Στην πρώτη περίπτωση φυτεύονται μακρόφυτα, όπως βούρλα, ενώ στη δεύτερη περίπτωση χρησιμοποιούνται υδροχαρή φυτά είτε βυθισμένα όπως τα φύκια είτε επιπλέοντα με ρίζα στον πυθμένα όπως ο υδροχαρής υάκινθος (U.S. EPA, 2000; Αγγελάκης and Tchobanoglous, 1995).

Για την επίτευξη της στεγανότητας των ΤΥ επιφανειακής ροής χρησιμοποιούνται μονώσεις, όπως π.χ. μονωτικές γεωμεμβράνες ή αργλική στρώση, ή / και το ίδιο το φυσικό έδαφος των λεκανών στις περιπτώσεις που η μηχανική του σύσταση εξασφαλίζει μικρή διαπερατότητα. Κατόπιν, τοποθετείται ξανά στις λεκάνες το φυσικό έδαφος έτσι ώστε να φυτευτεί και αναπτυχθεί η υδροχαρής βλάστηση (Ακράτος, 2006).

Ένας χαρακτηριστικός ΤΥ επιφανειακής ροής, κατασκευασμένος από αναδύμενα μακρόφυτα, συνήθως περιέχει 10 με 15 εκ. νερού το οποίο ρέει στην οριζόντια διάσταση της κύριας λεκάνης. Το βάθος των λεκανών κυμαίνεται μεταξύ 40 και 60 εκ. και κατά κανόνα μεγαλύτερο από 50% της επιφάνειας καλύπτεται από πυκνή αναδύμενη βλάστηση (Vymazal, 2010). Σε μερικές περιπτώσεις φυσικά είδη ενδέχεται να εμφανίζονται σε τέτοιας μορφής υγροτόπους (Kadlec, 1994). Τα μακρόφυτα που είναι φυτεμένα σε αυτά τα συστήματα δεν συλλέγονται και τα σκουπίδια που συγκεντρώνονται παράγουν οργανικό άνθρακα για την απονιτροποίηση η οποία οδηγεί στη δημιουργία αναερόβιων θυλάκων εντός τους στρώματος των σκουπιδιών (Vymazal, 2010).

Το νερό που εισέρχεται στους υγροτόπους περιέχει σωματιδιακούς και διαλυμένους ρύπους και διαχέεται πάνω από τη μεγάλη περιοχή που καλύπτεται κυρίως από ρηχά νερά με αναδύμενη ή βυθισμένη βλάστηση. Οι ΤΥ επιφανειακής ροής είναι ιδιαίτερα αποτελεσματικοί στην απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών μέσω της διαδικασίας της καθίζησης και της διήθησης (Kadlec and Knight, 1996). Η απομάκρυνση το αζώτου είναι αποτελεσματική μέσω της διαδικασίας της νιτροποίησης (στη στήλη του νερού) και μετέπειτα της απονιτροποίησης (στο στρώμα των σκουπιδιών). Το αμμώνιο οξειδώνεται με τη βοήθεια νιτροποιητικών βακτηρίων στις αερόβιες ζώνες, και τα νιτρικά μετατρέπονται σε ελεύθερο άζωτο ή οξείδιο του αζώτου στις ανοξικές ζώνες με απονιτροποιητικά βακτήρια. Τα συγκεκριμένα συστήματα είναι επίσης αποτελεσματικά για τη βιώσιμη απομάκρυνση του

φωσφόρου, αλλά με σχετικά αργούς ρυθμούς εξαιτίας της περιορισμένης επαφής ανάμεσα στη στήλη του νερού και στο έδαφος (Kadlec et al., 2000).

2.3.2 ΤΕΧΝΗΤΟΙ ΥΓΡΟΤΟΠΟΙ ΥΠΟΕΠΙΦΑΝΕΙΑΚΗΣ / ΥΠΟΓΕΙΑΣ ΡΟΗΣ

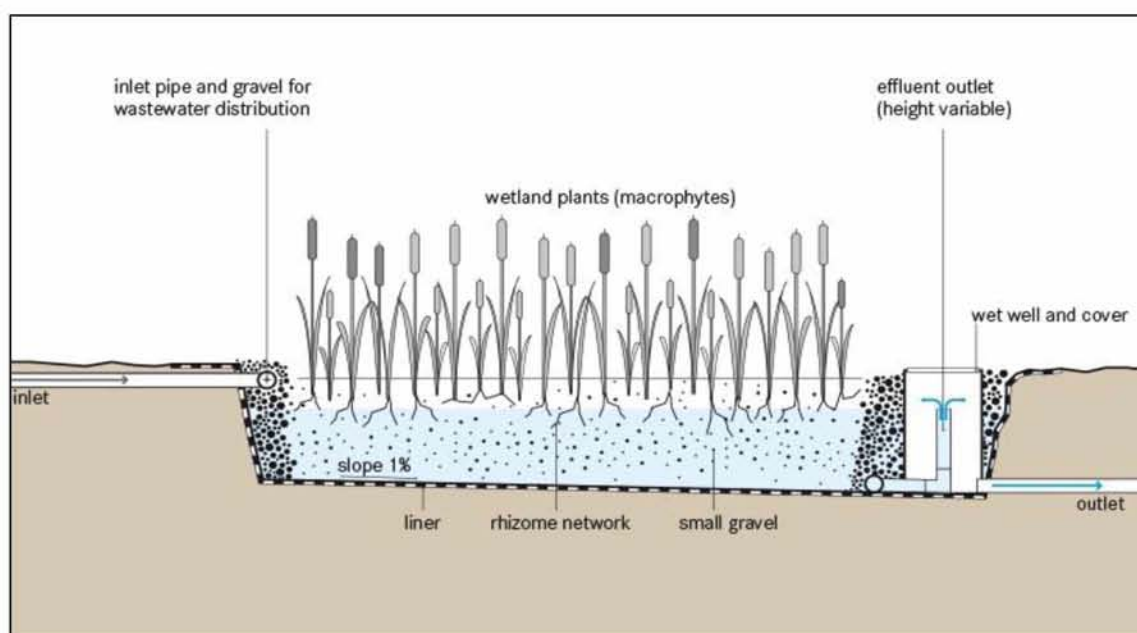
Τα συστήματα υποεπιφανειακής / υπόγειας ροής αποτελούνται από μια κλίνη ή μια τάφρο, όπου μια στεγανή μεμβράνη χρησιμοποιείται προκειμένου να σφραγιστούν έτσι ώστε να εμποδιστεί η διαρροή και το υπόστρωμά τους είναι εμπλουτισμένο με νερό που υποστηρίζει την ανάπτυξη των φυτών. Το υπόστρωμα αυτό συνίσταται κυρίως από θραστό υλικό ή χαλίκια με διάμετρο 10 – 15 mm, ή από έδαφος ή από διάφορους συνδυασμούς των παραπάνω (Kaseva, 2004; Reed et al., 1995). Χαρακτηριστικό αυτού του τύπου είναι η δυνατότητα απομάκρυνσης διάφορων ρύπων όπως το βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο (BOD), το χημικά απαιτούμενο οξυγόνο (COD), τα αιωρούμενα στερεά, τα μέταλλα, τον φώσφορο, το άζωτο και τα παθογόνα (Khatiwada and Polprasert, 1999).

Στους ΤΥ υποεπιφανειακής / υπόγειας ροής τα υγρά απόβλητα ρέουν κάτω από την επιφάνεια του υποστρώματος, το οποίο είναι πάντα εδαφικό. Οι μικροοργανισμοί που υπάρχουν γύρω από τα ριζώματα των φυτών του υγροτόπου χρησιμοποιούνται για τη σταδιακή επεξεργασία των υγρών αποβλήτων. Ο αέρας της ατμόσφαιρας συγκεντρώνεται στις ρίζες των φυτών, δημιουργώντας γύρω από αυτές ένα αερόβιο περιβάλλον στο οποίο δύναται να αναπτυχθούν αερόβιοι μικροοργανισμοί μέσω των οποίων τα υγρά απόβλητα αποικοδομούνται βιολογικά (Brix, 1994; U.S. EPA, 2000).

Για την εγκατάσταση τέτοιου τύπου συστημάτων απαιτούνται μικρότερες εδαφικές εκτάσεις σε σχέση με τους ΤΥ επιφανειακής ροής, χωρίς επιπλέον να παρουσιάζονται προβλήματα δυσοσμίας και κουνουπιών. Οι τεχνητοί υγρότοποι υποεπιφανειακής / υπόγειας ροής διακρίνονται σε οριζόντιας και κατακόρυφης ροής.

2.3.2.1 Τεχνητοί υγρότοποι οριζόντιας ροής

Οι ΤΥ οριζόντιας ροής (Εικόνα 2) είναι τα πλέον διαδεδομένα συστήματα υγροτόπων υποεπιφανειακής ροής, τα οποία κατασκευάζονται με λεκάνες βάθους 40 με 60 εκ. και στις οποίες έχει προηγηθεί στεγανοποίηση χρησιμοποιώντας ικανοποιητικού πάχους πεπιεσμένη αργιλική στρώση ή σκυρόδεμα ή ειδικό συνθετικό υλικό (γεωμεμβράνη). Ένα κατάλληλο αδρανές πληρωτικό υλικό, με διάμετρο κόκκων 2.5 έως 5 εκ. και με βάθος 40 έως 60 εκ., τοποθετείται στις λεκάνες αυτές, στο οποίο εν συνεχεία φυτεύεται και αναπτύσσεται η κατάλληλη υδροχαρής βλάστηση, οποία συνήθως αποτελείται από καλάμια ή βούρλα (Kadlec and Knight, 1996; Reed et al., 1995). Το προς επεξεργασία νερό μετά από τον πρωτογενή καθαρισμό των υγρών αποβλήτων, εισχωρεί στο σύστημα των λεκανών και στη συνέχεια ρέει με υπόγεια οριζόντια ροή (Ακράτος, 2006).

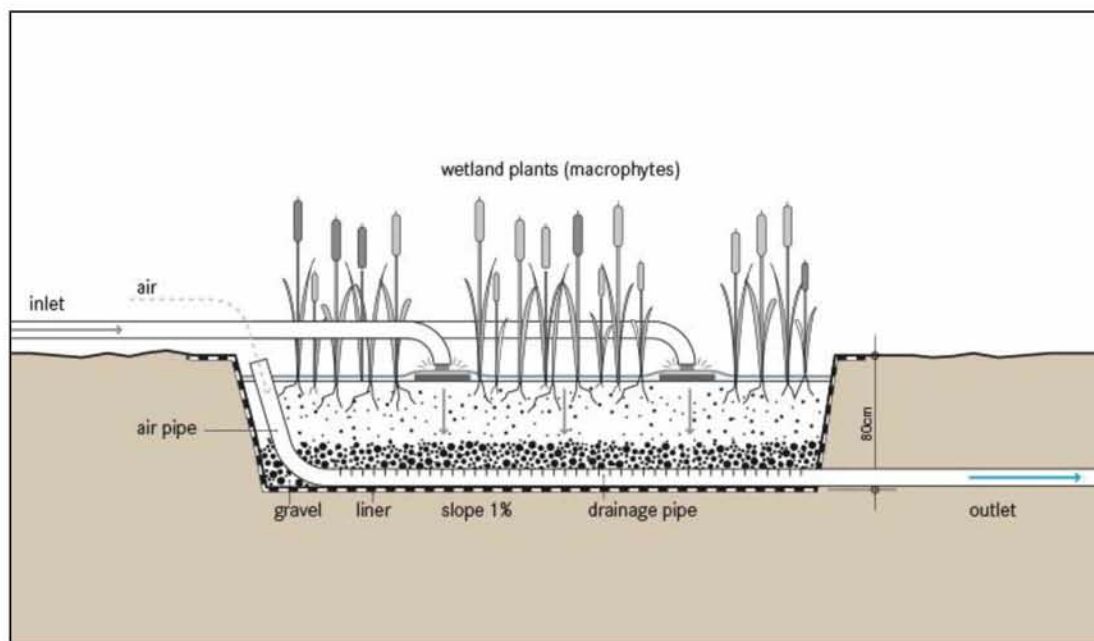


Εικόνα 2. Τεχνητός υγρότοπος οριζόντιας ροής (Tilley et al., 2014)

Στα συγκεκριμένα συστήματα τα υγρά απόβλητα τροφοδοτούνται στην είσοδο και ρέουν αργά, διαμέσου του πορώδους μέσου του υγρότοπου, και στη συνέχεια ακολουθούν μια σχεδόν οριζόντια ροή μέχρι να καταλήξουν στο σημείο εκροής, όπου και συλλέγονται και στη συνέχεια απορρίπτονται. Το υγρό απόβλητο, έρχεται σε επαφή με ένα δίκτυο αερόβιων, αναερόβιων και ανοξικών ζωνών. Τέλος, η μικροβιολογική αποικοδόμηση, καθώς και άλλες φυσικοχημικές διεργασίες πραγματοποιούνται προκειμένου να "καθαριστεί" το υγρό απόβλητο κατά τη διάρκεια την κίνησής του γύρω από τη ριζόσφαιρα (Brix, 1987; Cooper et al., 1996; Luederitz et al., 2001; Vymazal, 2008).

2.3.2.2 Τεχνητοί υγρότοποι κατακόρυφης ροής

Οι ΤΥ κατακόρυφης ροής (Εικόνα 3) είναι ιδιαίτερος δημοφιλής στην Ευρώπη, καθώς χρειάζονται μικρότερη έκταση για την κατασκευή τους σε σχέση με τα αντίστοιχα της οριζόντιας ροής και επειδή μοιάζουν με τα εδαφικά διηθητικά συστήματα. Χαρακτηριστικό τους είναι η κατακόρυφη ροή των υγρών αποβλήτων που υπόκεινται σε επεξεργασία μέσα από τις εδαφικές στρώσεις των λεκανών τους (Καραμούζης, 2003). Τα πρώτα συστήματα ΤΥ κατακόρυφης ροής σχεδιάστηκαν από τον Siedel στη Γερμανία τη δεκαετία του '70 (Vymazal and Kropfelova, 2008) και στη συνέχεια χρησιμοποιήθηκαν και λειτούργησαν σε όλη την Ευρώπη, μια επισκόπηση των οποίων παρέχεται από τον Brix (1992).



Εικόνα 3. Τεχνητός υγρότοπος κάθετης ροής (Tilley et al., 2014)

Στα συγκεκριμένα συστήματα το βάθος κατασκευής των λεκανών κυμαίνεται μεταξύ 0,90 και 1,20 μ. και η κλίση του πυθμένα είναι περί του 1%. Προκειμένου να καλυφθεί ο πυθμένας και τα πρανή του κατασκευάζεται μια γεωμεμβράνη ή σκυρόδεμα. Κατόπιν, για το σφράγισμα των λεκανών χρησιμοποιούνται αδρανή υλικά από τον πυθμένα προς την επιφάνεια, περίπου ενός μέτρου συνολικού βάθους και μειούμενης κοκκομετρίας (Βάρκας, 2007). Το επιφανειακό στρώμα της λεκάνης αποτελείται από το διηθητικό υλικό, δηλαδή ένα υπερκείμενο στρώμα άμμου, και μια επίπεδη κλίση χαλικιών, στα οποία συνήθως φυτεύονται

καλάμια ή άλλα αναδυόμενα μακρόφυτα, όπως τα βούρλα, και τα οποία τροφοδοτούνται περιοδικά με υγρά απόβλητα (Τσαλκατίδου Μ., 2010).

Το υγρό απόβλητο εισέρχεται με τη βοήθεια διάτρητων αγωγών οι οποίοι είναι κατανομημένοι στην επιφάνεια του μέσου με τη μορφή δικτύου. Οι αγωγοί αυτοί φέρουν σε όλο το μήκος τους ειδικές οπές, μέσω των οποίων σε ιδανική κατάσταση θα εκρέει σχεδόν η ίδια παροχή, στοχεύοντας στην όσο το δυνατόν ομοιόμορφη κατάκλιση (Kadlec and Knight, 1996; Reed et al., 1995).

Οι ΤΥ κατακόρυφης ροής χαρακτηρίζονται από την αποτελεσματική απομάκρυνση του BOD₅, του COD και των βακτηρίων εξαιτίας της μεγαλύτερης ικανότητας τους να μετασχηματίζονται (Mar-Yam, 2014). Εκτός από τη μικρότερη έκταση που απαιτούν για την εγκατάστασή τους, χαρακτηρίζονται και από την περιοδική ανάπαυση και κατά συνέπεια και την περιοδική ξήρανση της κάθε λεκάνης, με αποτέλεσμα να διατηρούνται οι αερόβιες συνθήκες επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων. Αυτό οφείλεται κυρίως στις συνθήκες ακόρεστης ροής, καθώς επίσης και στο μεγαλύτερο πάχος της εδαφικής στρώσης των λεκανών, οδηγώντας στην επίτευξη ενός επιπρόσθετου φιλτραρίσματος των υγρών αποβλήτων (Ακράτος, 2006; Καραμούζης, 2003).

2.4 ΒΑΣΙΚΑ ΣΤΑΔΙΑ ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΥ ΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ ΤΕΧΝΗΤΩΝ ΥΓΡΟΤΟΠΩΝ

Σύμφωνα με τους Metcalf & Eddy (1991) προκειμένου να επιτευχθεί ο σχεδιασμός ενός τεχνητού υγροτόπου απαραίτητη θεωρείται η ακριβής εκτίμηση των παροχών εισροής και των φορτίων ρύπων που εισέρχονται σε έναν υγρότοπο. Στη συνέχεια, θα πρέπει να εκτιμηθεί η απόδοσή του, καθώς επίσης η έκταση και ο όγκος του προκειμένου να επιτευχθούν τα ελάχιστα όρια ποιότητας της εκροής. Η επιφάνεια ενός ΤΥ καθορίζει την αποτελεσματικότητα απομάκρυνσης των ρύπων, ενώ η μέγιστη δυνατή ροή καθορίζεται από το εμβαδόν διατομής (πλάτος x βάθος). Ο σχεδιασμός ελέγχων των υδραυλικών και υδρολογικών χαρακτηριστικών του ΤΥ είναι επίσης σημαντικός, έτσι ώστε να επιτευχθεί ένα επίπεδο απόδοσης ανάλογο της απόδοσης των συστημάτων που χρησιμοποιούνται για την εξαγωγή εμπειρικών τοπικών σταθερών. Τέλος, απαραίτητη θεωρείται η δημιουργία και διατήρηση των φυσικοχημικών και βιολογικών στοιχείων του ΤΥ προκειμένου να επιτευχθούν οι αναμενόμενοι ρυθμοί επεξεργασίας των ρύπων (Λαπαβίτσας, 2015).

Οι διατάξεις ελέγχου της εισόδου και εξόδου του νερού, οι τάφροι και τα αναχώματα, η στεγανοποίηση, η συμπίεση και διαβάθμιση του εδάφους είναι μερικά από τα σημαντικότερα επιπρόσθετα ζητήματα για το σχεδιασμό και τη λειτουργία των ΤΥ επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Σημαντικά είναι επίσης και κάποια μηχανολογικά ζητήματα που αφορούν τις διατάξεις ελέγχου της ροής, καθώς και θέματα κατασκευής και λειτουργίας, μεταξύ των οποίων είναι οι απαιτήσεις που αφορούν τις τεχνικές επιλογής των φυτών, τον καθαρισμό και την αποψίλωση των φυτών, την αποφυγή ενοχλητικών συνθηκών λόγω οσμών ή κουνουπιών, τον έλεγχο του επιπέδου της επιφάνειας του νερού, τη διαχείριση της άγρια ζωής καθώς και την ασφάλεια τόσο του προσωπικού όσο και του κοινού (Prescott and Tsanis, 1997; Λαπαβίτσας, 2015).

Ποικίλες είναι οι εφαρμογές στις οποίες έχουν χρησιμοποιηθεί τεχνητοί υγρότοποι και προκειμένου να ελεγχθεί η αποτελεσματικότητά τους διάφοροι παράμετροι πρέπει να ληφθούν υπόψη, οι οποίοι παρουσιάζονται στη συνέχεια.

2.4.1 ΧΩΡΟΘΕΤΗΣΗ ΤΕΧΝΗΤΟΥ ΥΓΡΟΤΟΠΟΥ

Αποτέλεσμα του σύγχρονου τρόπου ζωής των ανθρώπων είναι και η επιβάρυνση του περιβάλλοντος. Προκύπτει έτσι η ανάγκη για ασφαλή διαχείριση των αποβλήτων που παράγονται. Το πρόβλημα απασχολεί όλο και περισσότερο τις αρμόδιες υπηρεσίες και προκαλεί το έντονο επιστημονικό ενδιαφέρον παγκοσμίως (Μητρόπουλος, 2007).

Παλαιότερα, για το σχεδιασμό και την υλοποίηση ενός έργου τα προβλήματα εντοπίζονταν στον οικονομικό και τεχνικό τομέα, χωρίς να εξαιρείται κανένας χώρος. Σήμερα όμως και ιδιαίτερα στις ανεπτυγμένες χώρες, οι επιχειρηματικές δραστηριότητες οφείλουν να προστατεύουν τους πολίτες και γενικότερα να αναγνωρίζουν το δικαίωμα των πολιτών στην ποιότητα ζωής. Για τη λήψη αποφάσεων χωροθέτησης πλέον απαιτείται να υπάρχει κοινωνική αποδοχή, ελαχιστοποίηση περιβαλλοντικών επιπτώσεων, και εφαρμογή κανόνων προστασίας δημόσιας ασφάλειας και υγείας (Μητρόπουλος, 2007).

Η δημιουργία ενός ΤΥ αποτελεί μια σύγχρονη, επωφελή για το κοινωνικό σύνολο εγκατάσταση και στην αποτελεσματικότητά του συμβάλει καθοριστικά ο κατάλληλος σχεδιασμός χωροθέτησης του. Με τη λογική ότι ο ΤΥ δέχεται υγρά απόβλητα, ο χώρος χαρακτηρίζεται ως ενοχλητικός-ανεπιθύμητος. Έτσι, η χωροθέτησή του καθίσταται πολύπλοκη και πολυδιάστατη διαδικασία (Μητρόπουλος, 2007).

Κατά τον σχεδιασμό ενός ΤΥ είναι απαραίτητο να ληφθούν υπόψη κάποια βασικά χαρακτηριστικά για τη θέση όπου πρόκειται να γίνει η εγκατάστασή του, όπως είναι η τοπογραφία, η εδαφολογία, οι χρήσεις γης και οι κλιματικές συνθήκες της περιοχής (Αγγελάκης and Tchobanoglous, 1995).

Πιο συγκεκριμένα, είναι απαραίτητο η επιφάνεια του εδάφους να είναι από επίπεδη έως ελαφρώς κεκλιμένη, δηλαδή η τοπογραφία να είναι ομοιόμορφη. Υπάρχει η δυνατότητα κατασκευής τέτοιων συστημάτων και σε ανομοιόμορφες εκτάσεις με μεγάλες κλίσεις, εξαιτίας όμως του μεγαλύτερου κόστους των απαιτούμενων χωματουργικών εργασιών και εκσκαφών, θεωρούνται ως περισσότερο κατάλληλες οι περιοχές με κλίσεις μικρότερες από 5% (Αγγελάκης and Tchobanoglous, 1995; Λαπαβίτσας, 2015; Μίμης, 2006).

Ακόμη ένα βασικό χαρακτηριστικό για τη θέση εγκατάστασης ενός ΤΥ είναι η εδαφολογία, τουτέστιν εκτάσεις με εδάφη ή υπεδάφη σχετικά μικρής διαπερατότητας ($k < 10^{-5} \text{ m/s}$), θεωρούνται περισσότερο κατάλληλα, καθώς σκοπός των ΤΥ είναι η επεξεργασία υγρών αποβλήτων σε μία υδατική στρώση, πάνω από το χρησιμοποιούμενο εδαφικό υπόστρωμα. Υπάρχει, ωστόσο η δυνατότητα να χρησιμοποιηθούν εκτάσεις με διαπερατά εδάφη, μόνο στις περιπτώσεις που προηγουμένως θα έχουν εφαρμοστεί τεχνικές, όπως η συμπίκνωση, για τη βελτίωση του εδάφους, οι οποίες οδηγούν στη μείωση της εδαφικής διαπερατότητας (Αγγελάκης and Tchobanoglous, 1995; Λαπαβίτσας, 2015; Μίμης, 2006).

Οι περιοχές, επίσης, που προτιμώνται για την εγκατάσταση ΤΥ είναι οι ανοικτές γεωργικές εκτάσεις, και πιο συγκεκριμένα οι υφιστάμενες σε φυσικούς υγροτόπους εκτάσεις. Η κατασκευή και εγκατάσταση ενός ΤΥ σε περιοχή όπου ήδη υπάρχει ένας φυσικός δύναται να επιδράσει αυξητικά και θετικά, εξαιτίας της υδρόβιας βλάστησης που θα προστεθεί και κατά συνέπεια να εξασφαλιστεί η σταθερή υδατοτροφοδοσία τους (Αγγελάκης and Tchobanoglous, 1995; Λαπαβίτσας, 2015; Μίμης, 2006).

Κατόπιν, θα πρέπει να εξασφαλιστεί ότι η κατασκευή ΤΥ δεν θα πραγματοποιηθεί σε περιοχές οι οποίες ενδέχεται να πλημμυρήσουν, εκτός και αν οι συγκεκριμένες εκτάσεις προστατεύονται από πλημμυρικά συμβάντα. Επιπροσθέτως, θα πρέπει να δοθεί έμφαση και στο κλίμα της περιοχής πριν την κατασκευή ενός ΤΥ. Παρόλο που η χρήση αυτών των συστημάτων μπορεί να καταστεί δυνατή και σε περιοχές με ψυχρό κλίμα, η θερμοκρασία του εφαρμοζόμενου υγρού αποβλήτου δύναται να επηρεάσει την αποδοτικότητα της λειτουργίας του ΤΥ. Συγκεκριμένα, η θερμοκρασία που επικρατεί στην περιοχή λειτουργίας ενός ΤΥ επηρεάζει σε μεγάλο βαθμό την απόδοση επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων, καθώς οι

μηχανισμοί επεξεργασίας τους είναι κυρίως βιολογικής φύσης (Αγγελάκης and Tchobanoglous, 1995; Λαπαβίτσας, 2015; Μίμης, 2006).

Επιπλέον, η απόσταση ενός ΤΥ από τα όρια του προς εξυπηρέτηση οικισμού θα πρέπει να είναι μεγαλύτερη από 250 μ. και η θέση του να είναι πλησίον ενός φυσικού αποδέκτη για τη διάθεση των εκροών. Τέλος, προκειμένου να μειωθεί το κόστος κατασκευής και λειτουργίας ενός ΤΥ, θα πρέπει, πέρα από τη μείωση των απαραίτητων χωματουργικών εργασιών, και το υψόμετρο του υγροτόπου να είναι μικρότερο από το αντίστοιχο της εξόδου του εσωτερικού δικτύου του προς εξυπηρέτηση οικισμού (Αγγελάκης and Tchobanoglous, 1995; Λαπαβίτσας, 2015; Μίμης, 2006).

2.4.2 ΠΡΟ-ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ

Στους ΤΥ τα προς επεξεργασία υγρά απόβλητα ενδείκνυται να επεξεργαστούν σε συστήματα αεριζόμενων τεχνητών λιμνών με μικρό χρόνο παρακράτησης ή να περάσουν από τη διαδικασία της πρωτοβάθμιας επεξεργασίας ή από άλλες διαδικασίες επεξεργασία ισοδύναμες με τις παραπάνω. Το στάδιο προ-επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων βασίζεται σε ποιοτικά κριτήρια, τα οποία η τελική εκροή είναι απαραίτητο να ικανοποιεί καθώς και στην ικανότητα απομάκρυνσης του δεδομένου συστήματος. Πέρα από τις παραπάνω μορφές επεξεργασίας, στους ΤΥ δύναται να εφαρμοστούν εκροές προωθημένης ή / και δευτεροβάθμιας επεξεργασίας για την αντιμετώπιση τοπικών κανονιστικών απαιτήσεων. Επίσης, καθώς στα συγκεκριμένα συστήματα η απομάκρυνση του φωσφόρου είναι περιορισμένη, ενδείκνυται να απομακρύνεται ο φώσφορος κατά την προ-επεξεργασία του υγρού αποβλήτου, κυρίως στις περιπτώσεις ύπαρξης περιορισμών ως προς τη συγκέντρωσή του στην τελική εκροή (Αγγελάκης and Tchobanoglous, 1995).

Η απομάκρυνση ενός μέρους των αιωρούμενων στερεών, ενός μέρους του BOD, ενός μέρους των οργανικών ουσιών και ενός μέρους του αζώτου και του φωσφόρου πραγματοποιείται κατά την πρωτοβάθμια επεξεργασία. Πιο συγκεκριμένα, η απομάκρυνση αιωρούμενων σωματιδίων και του BOD επιτυγχάνεται με το φυσικό φαινόμενο της καθίζησης, ενώ η απομάκρυνση ελαφρών στερεών μέσω της επίπλευσης. Στις περιπτώσεις αποδοτικής λειτουργίας των δεξαμενών καθίζησης, η απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών κυμαίνεται μεταξύ 50 και 70% και του BOD μεταξύ 25 και 40% (Metcalf & Eddy, 1991; Λαπαβίτσας, 2015).

2.4.3 ΕΠΙΛΟΓΗ ΚΑΙ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗ ΤΗΣ ΦΥΤΙΚΗΣ ΒΛΑΣΤΗΣΗΣ

Η λειτουργία των συστημάτων ΤΥ βασίζεται σε μεγάλο βαθμό στην ύπαρξη της φυτικής βλάστησης, καθώς μέσω του ριζικού της συστήματος πραγματοποιείται η μεταφορά του οξυγόνου στον πυθμένα των λεκανών επεξεργασίας. Κατ' αυτό τον τρόπο το μέσο κάτω από την επιφάνεια του νερού εφοδιάζεται με οξυγόνο, ώστε να αναπτυχθούν και να συγκρατηθούν οι μικροοργανισμοί, που είναι ιδιαίτερα σημαντικοί για τη διεξαγωγή της βασικής επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων. Σε έναν ΤΥ η ποσότητα της βασικής φυτικής πυκνότητας είναι σχετικά μικρή, και συγκεκριμένα σε ένα εκτάριο γης φυτεύονται από 1.000 έως 25.000 φυτά (Αγγελάκης and Tchobanoglous, 1995).

Μια αρκετά μεγάλη ποικιλία φυτών δύναται να χρησιμοποιηθεί στα συστήματα ΤΥ επεξεργασίας υγρών αποβλήτων, η επιλογή των οποίων εξαρτάται από τα χαρακτηριστικά τους καθώς και από τα χαρακτηριστικά του ΤΥ. Το συνηθέστερο είναι η επιλογή των φυτών να γίνεται από τα χαρακτηριστικά δείγματα της χλωρίδας του συγκεκριμένου τόπου όπου πρόκειται να εγκατασταθεί και λειτουργήσει ο ΤΥ. Επιπροσθέτως, σε περιοχές όπου επικρατεί πυκνή βλάστηση υπάρχει η δυνατότητα απομάκρυνσης περισσότερων ρυπαντών σε σχέση με περιοχές αραιής βλάστησης (Λαπαβίτσας, 2015; Ντεντιδάκης, 2000).

Οι πιο συνηθισμένες κατηγορίες φυτών που χρησιμοποιούνται σε συστήματα ΤΥ είναι τα δέντρα, οι θάμνοι και τα πόα. Συγκεκριμένα, αυτά που συναντώνται περισσότερο συχνά είναι της οικογένειας *Cyperaceae*, ως επί το πλείστον του γένους *Carex spp.* (είδη κύπερης) καθώς και των γενών *Scirpus* (βούρλα), με βασικούς εκπροσώπους τα *Scirpus validus* και *Scirpus lacustris*, *Typha* (ψαθί), όπως τα *Typha angustifolia* και *Typha Latifolia* καθώς και του γένους *Phragmites* (καλάμι), με κυριότερα τα *Phragmites communis* και τα *Phragmites australis*. Στα συστήματα ΤΥ υποεπιφανειακής / υπόγειας ροής, όπου το βάθος ριζοβολίας δίνει τη δυνατότητα να χρησιμοποιούνται λεκάνες μεγάλου βάθους, περισσότερο κατάλληλα θεωρούνται τα είδη των γενών *Scirpus* και *Phragmites* (Αγγελάκης and Tchobanoglous, 1995).

Η καταλληλότητα αυτών των φυτών προκειμένου να χρησιμοποιηθούν σε ένα ΤΥ βασίζεται σε ορισμένα κριτήρια, όπως είναι: α) η οικολογική αποδεκτότητα, δηλαδή η παρουσία των φυτών να μην δημιουργούν σημαντικούς κινδύνους εμφάνισης ασθενειών ή παρασιτικής διασποράς και λειτουργίας και γενικά τα περιβάλλοντα φυσικά συστήματα να μην

παρουσιάζουν γενετικές ή οικολογικές αλλοιώσεις, β) αντοχή στα ζιζάνια και στις ασθένειες που ενδέχεται να αντιμετωπίσουν, καθώς και στις κλιματικές συνθήκες της περιοχής, γ) αντοχή στις υπερτροφικές πλημμυρικές συνθήκες και τους μολυσματικούς παράγοντες και δ) ικανότητα αφαίρεσης μεγάλου ποσοστού ρύπων μέσω του εμπλουτισμού των μικροβιακών μετασχηματισμών και διαδικασιών ή μέσω της άμεσης αφομοίωσης και αποθήκευσής τους (Tanner, 1996; Ντεντιδάκης, 2000).

2.4.4 ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΙ ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΥ

Οι τεχνητοί υγρότοποι, τόσο επιφανειακής όσο και υπόγειας ροής, είναι ευρύτατα διαδεδομένοι σε όλες σχεδόν τις ΗΠΑ, αν και αποτελούν σχετικά νέες τεχνολογίες. Σύμφωνα με μια προκαταρκτική έρευνα που πραγματοποιήθηκε από τους Brown and Reed (1994) σε τέτοια συστήματα στις ΗΠΑ, κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι οι τεχνητοί υγρότοποι είναι σχετικά χαμηλού κόστους και ιδιαίτερα αξιόπιστα συστήματα, κυρίως σε ότι έχει σχέση με την απομάκρυνση των διαλυμένων στερεών και του BOD κατά την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων. Αντιθέτως, όσον αφορά την απομάκρυνση NH_3 , τα συστήματα αυτά υστερούν, το οποίο πιθανώς να οφείλεται στον περιορισμένο εφοδιασμό με οξυγόνο. Για τους παραπάνω λόγους, απαραίτητη θεωρείται η επιπλέον έρευνα προκειμένου να προσδιοριστεί ο κατάλληλος σχεδιασμός όταν πρόκειται για εξειδικευμένα συστήματα αφαίρεσης των ειδικών ρυπαντών – συστατικών των αποβλήτων (Μίμης, 2006; Τέγου, 2004).

Η επιτυχής χρήση των συστημάτων ΤΥ για την αποτελεσματική επεξεργασία των υγρών αποβλήτων εξαρτάται κατά κύριο λόγο από τον κατάλληλο σχεδιασμό και τις λειτουργικές προδιαγραφές. Ο υπολογισμός και σχεδιασμός μίας σειράς από παραμέτρους, όπως είναι η γεωμετρία (μήκος και πλάτος) της λεκάνης, ο υδραυλικός χρόνος παρακράτησης, η ταχύτητα υδραυλικού φορτίου και η ταχύτητα του φορτίου BOD_5 , έχει καίρια σημασία, προκειμένου να γίνει κατανοητή η λειτουργία των συστημάτων ΤΥ και να αξιολογηθεί η αποτελεσματικότητά τους στην απομάκρυνση των ρύπων (Kusler and Kentula, 1996; Reed et al., 1995). Στον παρακάτω πίνακα δίνονται οι τυπικές διακυμάνσεις αυτών των παραμέτρων (Αγγελάκης and Tchobanoglous, 1995).

Παράμετροι σχεδιασμού	Μονάδες	Τύπος Τεχνητού Υγροτόπου	
		Επιφανειακής ροής	Υπόγειας ροής
Υδραυλικός χρόνος κράτησης	d	5 - 14	5 - 14
Βάθος νερού	m	0,1 - 0,5	0 - 0,8
Μέγιστος ρυθμός εφαρμογής φορτίου BOD	kg/στρ.d	8	8
Ταχύτητα υδραυλικού φορτίου	m ³ /m ² d	0,01 - 0,06	0,01 - 0,06
Απαιτούμενη έκταση	στρ./m ³ d	0,02 - 0,14	0,02 - 0,14
Κάτοψη (αναλογία μήκους/πλάτους)	-	2:1 - 10:1	< 1
Έλεγχος κουνουπιών	-	Απαιτείται	Δεν απαιτείται
Συχνότητα συγκομιδής φυτικής βλάστησης	year	3 - 5	1 - 2

Πίνακας 1. Βασικοί παράμετροι σχεδιασμού συστημάτων τεχνητών υγροτόπων

2.4.5 ΠΑΝΙΔΑ ΣΤΟΥΣ ΤΕΧΝΗΤΟΥΣ ΥΓΡΟΤΟΠΟΥΣ

Μικρό αλλά σημαντικό ρόλο στη λειτουργία των τεχνητών υγροτόπων έχει η πανίδα, η οποία ευνοεί τη βελτίωση της ποιότητας του νερού. Τα ζώα, από τα πρωτόζωα μέχρι και τα μεγάλα θηλαστικά, καταναλώνουν αρχικά παραγωγική ενέργεια βιομάζας, στη συνέχεια μέρος αυτής της ενέργειας τη μετατρέπουν σε νέα βιομάζα και τέλος ανακυκλώνουν την τροφή και το μη χρησιμοποιούμενο οργανικό υλικό. Οι τροφές διατηρούνται σε συνεχή κυκλοφορία και οι πληθυσμοί των χαμηλότερων τροφικών επιπέδων ρυθμίζονται από τους καταναλωτές, με τέτοιο τρόπο ώστε η λειτουργία του συστήματος να βελτιώνεται. Τα θρεπτικά συστατικά και η ενέργεια συγκεντρώνονται από τα ασπόνδυλα και τα σπονδυλωτά ζώα, τα οποία κατόπιν διαθέτουν την τροφή στη μακροφυτική βλάστηση και στα μικρόβια κυρίως μέσω της ανακύκλωσης, αλλά ενίοτε μέσω της μεταφοράς ουσιών εκτός του υγροτοπικού συστήματος (Λαπαβίτσας, 2015). Τα συγκεκριμένα συστατικά, όσον αφορά τη λειτουργία του συστήματος των ΤΥ έχουν περιορισμένο ρόλο σε μετατροπές ρύπων, συχνά όμως εξασφαλίζουν σημαντικά βοηθητικά πλεονεκτήματα (Hammer, 1989a).

Ο υπεύθυνος για το σχεδιασμό του ΤΥ, τις περισσότερες φορές δεν χρειάζεται να προβληματίζεται για τις αποικιακές και τροφικές ανάγκες των παρευρισκόμενων ζώων. Στις

περιπτώσεις παρουσίας αυτών των κατοίκων δημιουργείται μια ποικιλία οργανισμών και σε μερικά χρόνια δημιουργείται ένα ισορροπημένο υγροτοπικό οικοσύστημα, το οποίο θα ορίζει μόνο του τις λειτουργίες του. Στην αντίθετη περίπτωση, δηλαδή αν η κατασκευή του συστήματος χρήσης πραγματοποιηθεί σε μια περιοχή όπου δεν υφίστανται πηγές ή προσαρμοσμένα είδη, τότε ο υπεύθυνος για το σχεδιασμό του συστήματος είναι απαραίτητο να αναπτύξει τεχνητή αποίκιση. Το τελευταίο επιτυγχάνεται μέσω της εισαγωγής φυτών, νερού και ιζημάτων, στα οποία εμπεριέχονται μικρόβια και μικροσκοπικά ζώα από μακρύτερες πηγές (Λαπαβίτσας, 2015).

2.5 ΔΙΑΔΙΚΑΣΙΕΣ ΑΠΟΜΑΚΡΥΝΣΗΣ / ΑΦΑΙΡΕΣΗΣ ΡΥΠΩΝ ΣΤΟΥΣ ΤΕΧΝΗΤΟΥΣ ΥΓΡΟΤΟΠΟΥΣ

Οι μηχανισμοί απομάκρυνσης ρύπων στους τεχνητούς υγροτόπους είναι ένας πολύπλοκος συνδυασμός φυσικοχημικών και βιολογικών διαδικασιών (Kadlec and Knight, 1996). Ένα σύστημα ΤΥ θεωρείται πολύπλοκο καθώς η συμπεριφορά του εξαρτάται τόσο από εξωτερικούς (π.χ. ταχύτητα ροής, σύνθεση των υγρών αποβλήτων και θερμοκρασία) όσο και από εσωτερικούς παράγοντες (π.χ. βακτηριακή ανάπτυξη) (Samsó and Garcia, 2013). Οι ΤΥ έχουν τη δυνατότητα απομάκρυνσης διαφορετικής φύσεως ρύπων, μεταξύ των οποίων την οργανική ύλη, το άζωτο, και τον φώσφορο, τα οποία παρουσιάζονται αναλυτικότερα σε επόμενες παραγράφους (Hammer, 1989b; Vymazal et al., 1998).

2.5.1 ΑΠΟΜΑΚΡΥΝΣΗ ΟΡΓΑΝΙΚΗΣ ΥΛΗΣ

Οι βασικότερες διαδικασίες που χρησιμοποιούνται για την απομάκρυνση της οργανικής ύλης στους ΤΥ περιλαμβάνουν την εξάτμιση, τη φωτοχημική οξείδωση, την καθίζηση, την προσρόφηση και την βιοαποικοδόμηση (ITRC, 2003). Η αποτελεσματικότητα αφαίρεσης της οργανικής ύλης με συστήματα ΤΥ είναι ιδιαίτερα υψηλή (Mar-Yam, 2014; Vymazal et al., 1998).

Η σωματιδιακή οργανική ύλη απομακρύνεται μέσω των διαδικασιών της διηθήσεως και της προσροφήσεως, ακολουθούμενες από τη διαδικασία της βιοαποικοδόμησης που διενεργείται στο στρώμα του ιζήματος. Η διαλυτή οργανική ύλη δύναται να βιοδιασπαστεί είτε αερόβια είτε αναερόβια ανάλογα με τη συγκέντρωση του οξυγόνου (Kadlec, 2000). Το υπολειμματικό

BOD₅, το οποίο είναι σε μορφή κολλοειδή και διαλυτή, συνεχίζει να απομακρύνεται, καθώς το υγρό απόβλητο έρχεται σε επαφή με τα μικρόβια, τα οποία υπάρχουν στο πληρωτικό υλικό και στις ρίζες των φυτών (Kadlec and Knight, 1996; Reed et al., 1995).

Οι ετερότροφοι μικροοργανισμοί που είναι προσκολλημένοι στις ρίζες, στα ριζώματα και τα σωματίδια του εδάφους θεωρούνται ως οι κύριοι συντελεστές μείωσης τόσο του BOD όσο και του COD. Η οργανική ύλη αποτελείται από 50% περίπου άνθρακα, τον οποίο οι μικροοργανισμοί τον χρησιμοποιούν ως πηγή ενέργειας για τη σύνθεση των κυττάρων. Κοντά στην επιφάνεια των συστημάτων ΤΥ επιφανειακής ροής, οι αερόβιοι μικροοργανισμοί καταναλώνουν οξυγόνο προκειμένου να αποσυνθέσουν τις οργανικές ουσίες, οι οποίες παρέχουν ενέργεια και βιομάζα στους μικροοργανισμούς. Στους ΤΥ υποεπιφανειακής ροής η διαδικασία αυτή πραγματοποιείται κοντά στην περιοχή του ριζικού συστήματος όπου αναπτύσσονται μικροβιακές βιολογικές μεμβράνες. Ωστόσο, στου ΤΥ επιφανειακής ροής επικρατεί η ανοξική αποσύνθεση και τα αναερόβια βακτήρια διασπούν την οργανική ύλη για την παραγωγή μεθανίου (Mar-Yam, 2014).

Επιπλέον, η θερμοκρασία επηρεάζει τις συγκεντρώσεις BOD₅ (Reed et al., 1995), και λόγω της εποχιακής ανάπτυξης των φυτών, ενώσεις άνθρακα δύναται να προστεθούν στο ριζικό τους σύστημα με τη μορφή φυτικών υπολειμμάτων, το οποίο ενδέχεται να είναι σημαντική πηγή άνθρακα στην επεξεργασία των υγρών αποβλήτων (Pinney et al., 2000).

2.5.2 ΑΠΟΜΑΚΡΥΝΣΗ ΑΖΩΤΟΥ

Η απομάκρυνση του αζώτου, και στους δύο τύπους ΤΥ, δύναται να είναι ιδιαίτερα αποτελεσματική, εφαρμόζοντας παρόμοιους μηχανισμούς απομάκρυνσης. Παρόλο που τα φυτά των ΤΥ λαμβάνουν άζωτο, μόνο ένα μικρό ποσοστό του ολικού αζώτου απομακρύνεται μέσω αυτής της διαδικασίας. Οι διάφορες μορφές με τις οποίες το άζωτο εισέρχεται στα συστήματα ΤΥ είναι οργανικό άζωτο, αμμωνία, νιτρικά και νιτρώδη (Tanner et al., 2002).

Το άζωτο είναι ένα απαραίτητο θρεπτικό συστατικό για όλους τους ζωντανούς οργανισμούς (Hagopian and Riley, 1998), όντας παρόν σε διάφορες μορφές, εντούτοις οι ενώσεις του αζώτου είναι μεταξύ των κυριότερων ανησυχητικών ρύπων στα υγρά απόβλητα καθώς συμβάλλουν στον ευτροφισμό, στην έξαρση του φυτοπλαγκτού και την υποτίμηση των επιπέδων διαλυμένου οξυγόνου στα ύδατα υποδοχής. Επιπλέον, η μη ιονισμένη αμμωνία

(NH₃) και τα νιτρώδη (NO₂⁻) είναι τοξικά για τα ψάρια και άλλους υδρόβιους οργανισμούς, όντας σε χαμηλές συγκεντρώσεις (Mar-Yam, 2014).

Η απομάκρυνση του αζώτου στα συστήματα ΤΥ πραγματοποιείται μέσα από τα διαδοχικά μονοπάτια της αμμωνιοποίησης, της νιτροποίησης και της απονιτροποίησης. Η αρχική απομάκρυνση του οργανικού αζώτου, ως TSS, πραγματοποιείται αρκετά γρήγορα. Οι μικροοργανισμοί διαδραματίζουν καθοριστικό ρόλο στη μετατροπή και την απομάκρυνση του αζώτου από τα υγρά απόβλητα. Οι μικροβιακές διεργασίες μετατρέπουν το σωματιδιακό οργανικό άζωτο μέσω της αποσύνθεσης σε νέα βιομάζα και αμμώνιο (Ακράτος, 2006).

Μεταξύ των σημαντικότερων μηχανισμών απομάκρυνσης του αζώτου στα συστήματα ΤΥ είναι η εξάτμιση της αμμωνίας, μετά τη μετατροπή της σε ελεύθερη αμμωνία, η αμμωνιοποίηση, η νιτροποίηση / απονιτροποίηση, η δέσμευση από τα φυτά και η προσρόφηση (Al-Omari and Fayyad, 2003; Kadlec and Knight, 1996; Mayo and Mutamba, 2004; Tanner et al., 2002; Vymazal, 2002; Yang et al., 2001). Ωστόσο, ο σημαντικότερος μηχανισμός απομάκρυνσης της αμμωνίας με τη μορφή αζώτου στα συστήματα ΤΥ είναι η μικροβιακή νιτροποίηση, η οποία στη συνέχεια ακολουθείται από την απονιτροποίηση (Cooper et al., 1996; Moshiri, 1993; Vymazal, 1998). Η διαδικασία της νιτροποίησης λαμβάνει χώρα συνήθως σε αερόβιες συνθήκες, δύναται ωστόσο να πραγματοποιηθεί επιτυχώς και σε συνθήκες όπου το διαλυμένο οξυγόνο είναι σχετικά χαμηλό. Ταυτόχρονα με τη διαδικασία της νιτροποίησης, αλλά σε περιοχές όπου επικρατούν ανοξικές συνθήκες, λαμβάνει χώρα και η απονιτροποίηση (Kadlec and Knight, 1996; Ακράτος, 2006).

Η μεταβολή της θερμοκρασία παίζει καθοριστικό ρόλο στη διεργασία της νιτροποίησης, καθώς τα υπεύθυνα για τις διαδικασίες νιτροποίησης / απονιτροποίησης μικρόβια λειτουργούν καλύτερα σε συνθήκες όπου οι θερμοκρασίες είναι μεγαλύτερες των 15°C (Kuschik et al., 2003; Vymazal, 1999; Ακράτος, 2006). Επίσης, σε περιβάλλοντα όπου επικρατούν θερμοκρασίες μεγαλύτερες των 15°C πραγματοποιείται και η ανάπτυξη των φυτών, τα οποία προσφέρουν το διαλυμένο οξυγόνο που είναι απαραίτητο για την νιτροποίηση (Al-Omari and Fayyad, 2003; Jing and Lin, 2004; Kuschik et al., 2003; Majer Newman et al., 1999; Reed et al., 1995; Vymazal, 2002; Yang et al., 2001).

Η διαδικασία της μικροβιακής απονιτροποίησης εφαρμόζεται για την απομάκρυνση των νιτρικών με τη μορφή αζώτου. Για να επιτευχθεί η συγκεκριμένη διαδικασία, απαραίτητη θεωρείται, όπως έχει προαναφερθεί, η ύπαρξη ανοξικών και αποδεκτών θερμοκρασιακών συνθηκών καθώς και μια επαρκή πηγή άνθρακα. Τα περισσότερα συστήματα ΤΥ εγγυώνται

την ύπαρξη των ανοξικών συνθηκών, ωστόσο οι εκάστοτε τοπικές κλιματικές συνθήκες επηρεάζουν τη θερμοκρασία των υδάτων. Τα διάφορα φυτικά κατάλοιπα, καθώς και διάφορα άλλα φυσικά οργανικά στοιχεία που απαντώνται στα συστήματα ΤΥ, αποτελούν την βασική πηγή άνθρακα. Τέλος, η απουσία μιας επαρκούς πηγής άνθρακα δύναται να περιορίσει τη διαδικασία της απονιτροποίησης (Reed et al., 1995; Ακράτος, 2006).

2.5.3 ΑΠΟΜΑΚΡΥΝΣΗ ΦΩΣΦΟΡΟΥ

Στα φυσικά συστήματα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων η απομάκρυνση του φωσφόρου είναι αποτέλεσμα τριών διαδικασιών: της προσρόφησης, της καθίζησης και της δέσμευσης από τα μικρόβια και τα φυτά (Kadlec and Knight, 1996; Yang et al., 2001). Οι δύο πρώτες διαδικασίες είναι υπεύθυνες για την απομάκρυνση κάθε μορφής φωσφόρου, ενώ η τελευταία είναι υπεύθυνη μόνο για την απομάκρυνση των ορθο-φωσφορικών ιόντων. Η απομάκρυνση του φωσφόρου εφαρμόζοντας του δύο πρώτους μηχανισμούς εξαρτάται από το είδος του πληρωτικού υλικού. Πιο συγκεκριμένα πληρωτικά υλικά, στα οποία οι συγκεντρώσεις αργιλίου (Al), σιδήρου (Fe) και ασβεστίου (Ca) είναι αυξημένες έχει σαν αποτέλεσμα τη δημιουργία διαφόρων μορφών συμπλόκων (Kadlec and Knight, 1996).

Τα συστήματα ΤΥ δεν είναι ωστόσο το ίδιο αποτελεσματικά στην απομάκρυνση του φωσφόρου, το οποίο οφείλεται στις περιορισμένες δυνατότητες επαφής του υγρού αποβλήτου και του εδάφους. Η απομάκρυνση του φωσφόρου σε ένα σύστημα ΤΥ είναι περισσότερο πιθανό να επιτευχθεί αποτελεσματικά κατά τα πρώτα χρόνια λειτουργίας του, το οποίο οφείλεται στην προσροφητική ικανότητα του εδάφους. Ωστόσο, η απομάκρυνση του φωσφόρου ενδέχεται να ελαττωθεί μόλις το σύστημα του ΤΥ οδηγηθεί σε ισορροπία. Σε κατάσταση ισορροπίας η λήψη από τα φυτά εξακολουθεί να πραγματοποιείται, εντούτοις η αποσύνθεση των φυτών απελευθερώνει μόνο ένα μέρος του φωσφόρου (Ακράτος, 2006).

Οι σημαντικότεροι μηχανισμοί απομάκρυνσης του φωσφόρου είναι η δέσμευση του φωσφόρου από τα φυτά και τη μικροβιακή βιομάζα σε οργανική μορφή, καθώς και η προσρόφηση ορθο-φωσφορικών χρησιμοποιώντας πληρωτικό υλικό. Η επαναφορά του φωσφόρου στο σύστημα του ΤΥ δύναται να πραγματοποιηθεί με τη διαδικασία της αποδόμησης μέσω των φυτών και της βιομάζας, αλλά και μέσω της διαδικασίας της αναερόβιας απελευθέρωσης από το πληρωτικό υλικό (Ακράτος et al., 2005).

2.5.4 ΑΠΟΜΑΚΡΥΝΣΗ ΟΛΙΚΩΝ ΑΙΩΡΟΥΜΕΝΩΝ ΣΤΕΡΕΩΝ (TSS)

Η απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών από τα υγρά απόβλητα επιτυγχάνεται κυρίως με φυσικές διαδικασίες όπως η καθίζηση, η διήθηση και η κροκίδωση. Στους ΤΥ υπόγειας ροής η απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών είναι ιδιαίτερα αποτελεσματική. Το μεγαλύτερο μέρος των αιωρούμενων στερεών που απομακρύνονται επέρχεται εντός των πρώτων λίγων μέτρων της απόστασης που διανύεται από το σημείο εισόδου. Η απομάκρυνση όλων των καθιζανόντων και επιπλεόντων στερεών στα συστήματα ΤΥ οφείλεται στους μεγάλους χρόνους παραμονής. Η απομάκρυνση των μη καθιζανόντων και των κολλοειδών στερεών επιτυγχάνεται μέσω των μηχανισμών της βακτηριακής αποσύνθεσης και της προσρόφησης στα μέσα των υγροτόπων και στο ριζικό σύστημα των φυτών (Stowell et al., 1981).

Στην περίπτωση των συστημάτων ΤΥ υπόγειας ροής ο μηχανισμός της διήθησης επιτυγχάνεται με την πρόσκρουση των σωματιδίων επί των ριζών και των μίσχων των μακροφύτων ή επάνω στα σωματίδια του εδάφους / χαλικιού. Το εκτεταμένο ριζικό σύστημα προσθέτει εμβαδόν επιφάνειας στα μέσα των υγροτόπων, η οποία μειώνει την ταχύτητα του νερού και ενισχύει την καθίζηση και τη διήθηση στο δίκτυο των ριζών. Στους ΤΥ επιφανειακής ροής, τα περισσότερα από τα αιωρούμενα στερεά απομακρύνονται εντός των πρώτων λίγων μέτρων, δίνοντας τη δυνατότητα να δημιουργηθεί ένα "ανάχωμα" της ιλύος, το οποίο δύναται να εμποδίσει τη ροή του νερού. Τέλος, τα συστήματα υπόγειας ροής ενδέχεται να φράξουν στις περιπτώσεις που μεγάλος αριθμός πόρων γεμίσει με σωματίδια (Mar-Yam, 2014).

2.5.5 ΑΠΟΜΑΚΡΥΝΣΗ ΒΑΡΕΩΝ ΜΕΤΑΛΛΩΝ

Ο μηχανισμός απομάκρυνσης των βαρέων μετάλλων στους ΤΥ είναι ένας πολύπλοκος συνδυασμός φυσικοχημικών και βιολογικών διαδικασιών, μεταξύ των οποίων η καθίζηση, η δέσμευση στο υπόστρωμα, η πρόσληψη από τα φυτά και η κατακρήμνιση υπό αδιάλυτη μορφή (κυρίως σουλφίδια και (οξύ-) υδροξείδια) (Kadlec and Knight, 1996). Συνήθως τα φυτά λαμβάνουν τα στοιχεία στις ιοντικές μορφές τους. Τα περισσότερα από τα μεταλλικά ιόντα διεισδύουν εντός του φυτικού κυττάρου μέσω ειδικών μεταφορέων μεταλλικών ιόντων ή κανάλια. Στα κύτταρα των φυτών, τα ιόντα Cr μπορούν να σχηματίσουν χηλικές ενώσεις χρησιμοποιώντας χηλικά αντιδραστήρια (π.χ., οργανικά οξέα, γλουταθειόνη), προκειμένου να μειωθεί η τοξικότητα των μετάλλων εντός των κυττάρων (Cobbett and Goldsbrough, 2000; Pilon-Smits, 2005). Οι παραπάνω χηλικές ενώσεις μπορούν να διενεργήσουν την περαιτέρω δέσμευση των βαρέων μετάλλων στα αγγειακά κύτταρα των ριζών (Pilon-Smits, 2005).

Μόλις τα μεταλλικά ιόντα εισέλθουν στις ρίζες των φυτών, τότε είτε αποθηκεύονται εκεί είτε μετατοπίζονται στους βλαστούς μέσω του ξυλώδους ιστού (Jabeen et al., 2009). Στη συνέχεια, τα μέταλλα μπορούν να περάσουν μέσω του κυτταρικού τοιχώματος των ριζών ή του ξυλώδους των ριζών και να μεταφερθούν στο ξυλώδες στέλεχος με τη βοήθεια πρωτεϊνών ή χηλικών ενώσεων (Pilon-Smits, 2005). Κατόπιν μπορούν να μετατοπιστούν από το ξυλώδες στέλεχος στους ιστούς των φύλλων όπου μπορούν να συνδυαστούν με χηλικά αντιδραστήρια (Cobbett and Goldsbrough, 2000; Mar-Yam, 2014).

Τα οργανικά οξέα των εκχυλισμάτων των ριζών σχηματίζουν σύμπλοκα με τις ενώσεις Cr, αυξάνοντας τη διαθεσιμότητά τους για την διαδικασία της πρόσληψης από τα φυτά (Barlett and James, 1988). Η παρουσία των οργανικών οξέων επηρεάζει την πρόσληψη Cr στις ρίζες των φυτών (Srivastava et al., 1998). Το κανάλι μεταφοράς του Cr είναι ένας μηχανισμός, ο οποίος περιλαμβάνει ουσιώδεις φορείς ανιόντων όπως το θειικό (Cervantes et al., 2001). Αν και η μεταφορά Cr είναι πολύ αδύναμη στα ενάρια τμήματα, η κυκλοφορία και η συσσώρευσή του εξαρτώνται από τη χημική του δομή μέσα στον ιστό (James and Barlett, 1983). Τέλος, οι μεμβράνες των ριζών των φυτών ενδέχεται να υποστούν ζημιές από το εξασθενές χρώμιο εξαιτίας της υψηλής ισχύος της οξειδωσής του (Mar-Yam, 2014).

2.6 ΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΤΕΧΝΗΤΩΝ ΥΓΡΟΤΟΠΩΝ ΣΤΗΝ ΕΛΛΑΔΑ

ΤΕΧΝΗΤΟΣ ΥΓΡΟΤΟΠΟΣ ΒΑΣΣΟΒΑΣ

Στη λιμνοθάλασσα Βάσσοβα σχεδιάστηκε και κατασκευάστηκε ένας τεχνητός υγρότοπος επιφανειακής ροής, στα πλαίσια του προγράμματος LIFE για τον ποταμό Νέστο. Σκοπός του ΤΥ είναι να δέχεται τις αγροτικές απορροές από το παράπλευρο αποστραγγιστικό κανάλι, να επεξεργάζεται και να απομακρύνει τα θρεπτικά άλατα και να εφοδιάζει τη λιμνοθάλασσα με γλυκό νερό. Με τον τρόπο αυτό αποκαθίσταται η είσοδος του γλυκού νερού στη λιμνοθάλασσα η οποία είχε προηγουμένως διακοπεί. Η συνολική έκταση που χρησιμοποιήθηκε δίπλα από τη λιμνοθάλασσα για την κατασκευή του ΤΥ είναι 38400 τ.μ. Κατά μήκος είναι χωρισμένος σε τρία κελιά, χρησιμοποιώντας αναχώματα από περατό χαλίκι, έτσι ώστε να επιτυγχάνεται ομοιόμορφη ροή σε όλο το πλάτος του υγροτόπου (Βάρκας, 2007).

Από τα αποτελέσματα δειγματοληψιών που διενεργήθηκαν κατά τον πρώτο χρόνο λειτουργίας του ΤΥ φαίνεται ότι ο σκοπός επετεύχθη, καθώς παρατηρείται ικανοποιητική απομάκρυνση των θρεπτικών αλάτων (νιτρικά, νιτρώδη και φωσφορικά) (Akcratos et al., 2005). Κατά τη διάρκεια αυτών των δειγματοληψιών παρατηρήθηκαν διάφορα λειτουργικά προβλήματα, κυρίως όσον αφορά τις συνθήκες εισροής του αποβλήτου στον υγρότοπο, με αποτέλεσμα τον περισσότερο καιρό ο υγρότοπος να είναι ξηρός. Η εισροή του υγρού αποβλήτου δεν γινόταν με διαχυτήρα αλλά από ένα σημειακό κυκλικό αγωγό, με αποτέλεσμα να δημιουργούνται νεκρές ζώνες καθώς το υγρό απόβλητο δεν κατανεμόταν σε όλο το πλάτος του υγροτόπου (Ακράτος, 2006).

ΤΕΧΝΗΤΟΣ ΥΓΡΟΤΟΠΟΣ ΜΑΔΥΤΟΥ

Σε μια επιφάνεια γης περίπου 2.5 εκταρίων στην κοινότητα Ν. Μαδύτου κατασκευάστηκε ένας ΤΥ για να εξυπηρετεί τους οικισμούς Ν. Μάδυτου και Μοδίου, ο οποίος τέθηκε σε λειτουργία τον Ιούνιο του 1995. Ο σχεδιασμός της μονάδας έγινε προκειμένου να εξυπηρετεί 3000 κατοίκους, με χρονικό ορίζοντα 20 ετών, εξυπηρετώντας μέχρι σήμερα 2500 κατοίκους. Η προώθηση των υγρών αποβλήτων στον υγρότοπο γίνεται μέσω αντλιοστασίου προώθησης των ακαθάρτων, αποτελούμενο από δύο βυθισμένες αντλίες υγρού τύπου παροχής 90 m³/h. Στην είσοδο της εγκατάστασης του ΤΥ υπάρχουν δύο δεξαμενές Imhoff, στις οποίες οδηγούνται τα υγρά απόβλητα, όπου και υφίσταται η πρωτοβάθμια καθίζηση. Στο χαμηλότερο τμήμα της δεξαμενής συγκεντρώνεται η ιλύς, η οποία σε τακτά χρονικά διαστήματα οδηγείται μέσω αγωγών σε κλίνες ιλύος για αφυδάτωση. Η επιφάνεια της κάθε κλίνης είναι της τάξης των 140 τ.μ. με τέσσερις στρώσεις διαφορετικών υλικών πλήρωσης. Κατά το πρώτο στάδιο επεξεργασία τα υγρά απόβλητα οδηγούνται σε κλίνες ΤΥ κατακόρυφης ροής με συνολική έκταση 1360 τ.μ. (Ακράτος, 2006).

Η εγκατάσταση του ΤΥ στην κοινότητα Ν. Μάδυτο, από την μέχρι τώρα λειτουργία της φαίνεται ικανοποιητική για την απομάκρυνση των ρύπων. Η απομάκρυνση COD και BOD₅ είναι της τάξης μεγέθους 80% και 90% αντίστοιχα, της αμμωνίας και του TKN περίπου 85%, ενώ σχετικά χαμηλή – περίπου 22% – είναι η απομάκρυνση του ολικού φωσφόρου. Τέλος, ικανοποιητικά αποτελεσματική θεωρείται η αφαίρεση των αιωρούμενων στερεών και των ολικών κολοβακτηριδίων (90% και 98% αντίστοιχα). Από τα παραπάνω αποτελέσματα είναι εμφανές ότι συστήματα αυτού του τύπου θεωρούνται ως μια ικανοποιητική και οικονομική λύση για την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων, κυρίως σε μικρούς οικισμούς και χωριά (Ακράτος κ.α., 2006).

ΤΕΧΝΗΤΟΣ ΥΓΡΟΤΟΠΟΣ ΓΟΜΑΤΙΟΥ

Στη Βόρεια Ελλάδα λειτουργεί ακόμα μια εγκατάσταση ΤΥ, και συγκεκριμένα στην κοινότητα Γοματίου του Δήμου Παναγιάς του Νομού Χαλκιδικής, σχεδιασμένη για την εξυπηρέτηση 1000 κατοίκων, με το σημερινό εξυπηρετούμενο πληθυσμό να φτάνει τους 800 κατοίκους. Η επεξεργασία των υγρών αποβλήτων στη συγκεκριμένη εγκατάσταση πραγματοποιείται μέσω των διαδικασιών της εσχάρωσης, της πρωτοβάθμιας καθίζησης, της χώνευση ιλύος. Υπάρχουν επίσης κλίνες ΤΥ ξήρανσης ιλύος, το 1^ο στάδιο κλινών ΤΥ κατακόρυφης υποεπιφανειακής / υπόγειας ροής, το 2^ο στάδιο κλινών ΤΥ κατακόρυφης ροής και το 3^ο και τελευταίο στάδιο ΤΥ οριζόντιας ροής (Ακράτος, 2006).

Η διαδικασία της εσχάρωσης πραγματοποιείται με τη χρήση κυκλικού αυτοκαθαριζόμενου τυμπάνου με οπές και ακολουθείται από την είσοδο του υγρού αποβλήτου στη δεξαμενή της πρωτοβάθμιας καθίζησης, η οποία έχει συνολικό όγκο 48 κυβ. μ. και αποτελείται από δύο όμοια διαμερίσματα. Η συλλογή της πρωτοβάθμιας ιλύος γίνεται περιοδικά και στη συνέχεια συγκεντρώνεται στη δεξαμενή χώνευσης, όγκου 48 κυβ. μ. Η διάρκεια παραμονής της ιλύος στη δεξαμενή είναι τρεις μήνες και κατόπιν οδηγείται στις κλίνες ΤΥ κατακόρυφης ροής για να πραγματοποιηθεί η επεξεργασία της. Οι κλίνες αυτές έχουν κυκλική διατομή και αποτελούνται από 4 όμοια διαμερίσματα με έκταση 60 τ.μ. το καθένα. Μετά την δεξαμενή καθίζησης το υγρό απόβλητο εισέρχεται περιοδικά μέσω ενός σίφωνα στο 1^ο στάδιο ΤΥ κατακόρυφης ροής, το οποίο απαρτίζεται από τέσσερα κελιά επιφάνειας 160 τ.μ. το καθένα. Στο 2^ο στάδιο ΤΥ κατακόρυφης ροής, το οποίο είναι σχεδόν όμοιο με το 1^ο, εισέρχεται η παραπάνω εκροή του υγρού αποβλήτου. Η μόνη διαφορά του 2^{ου} σταδίου είναι ότι το κάθε κελί έχει έκταση 90 τ.μ. Ο ΤΥ οριζόντιας υπόγειας ροής έχει συνολική έκταση 800 τ.μ. και είναι το τελικό στάδιο στο οποίο εισέρχεται το υγρό απόβλητο. Η τελική εκροή της συγκεκριμένης εγκατάστασης πραγματοποιείται στο παρακείμενο ρέμα (Ακράτος, 2006).

Μετά τα δύο πρώτα χρόνια λειτουργίας της συγκεκριμένης εγκατάστασης ήταν εμφανές ότι λειτουργούσε αποτελεσματικά στην απομάκρυνση των ρύπων. Η μέση απομάκρυνση του BOD₅ και COD ήταν της τάξεως του 90% και πάνω, ενώ για την αμμωνία και το TKN της τάξεως περίπου του 85%. Ικανοποιητική θεωρήθηκε και η αφαίρεση των ολικών αιωρούμενων στερεών και των ολικών κολοβακτηριδίων (93% και 99% αντίστοιχα), ενώ αντίθετα και αναμενόμενα η απομάκρυνση του φωσφόρου και των ορθο-φωσφορικών κυμαινόταν σε μικρότερα ποσοστά, της τάξεως του 48% και 60%, αντίστοιχα (Ακράτος κ.α., 2006).

ΤΕΧΝΗΤΟΣ ΥΓΡΟΤΟΠΟΣ ΠΟΜΠΗΙΑΣ

Στην Πομπηία της Κρήτης λειτουργεί ένας ΤΥ επιφανειακής ροής, ο οποίος αποτελείται από δύο κελιά τοποθετημένα σε σειρά και έκτασης 4300 τ.μ. και 1200 τ.μ. και δύο είδη καλαμιών είναι φυτεμένα πάνω από αυτά τα κελιά (Dialynas et al., 2002). Μια σηπτική δεξαμενή χρησιμοποιείται προκειμένου να αποθηκευτεί το υγρό απόβλητο πριν εισέλθει στον υγρότοπο. Η λειτουργία του ΤΥ ξεκίνησε τους πρώτους μήνες του 1999 για την εξυπηρέτηση 1200 ισοδύναμων κατοίκων (Ακράτος, 2006).

Η μέση ημερήσια παροχή είναι 144 κυβ. μ./ημ. και ο χρόνος παραμονής κυμάνθηκε από 5 έως 14 ημέρες (ανάλογα με την εποχή), ενώ η θερμοκρασία του αποβλήτου κυμάνθηκε από 10°C τον χειμώνα έως 22°C το καλοκαίρι. Για έναν επισκέπτη η γενική αίσθηση είναι ότι ο συγκεκριμένος ΤΥ λειτουργεί με τη μορφή φυσικού έλους καθώς και σαν φυσικό περιβάλλον άγριων ζώων και πουλιών. Μετά από μια περίοδο λειτουργίας τριών χρόνων οι μέσες αποδόσεις απομάκρυνσης ρύπων ήταν 94,4% για το BOD₅, 96,1% για το COD, 52,5% για το TKN και 53,1% για τον ολικό φώσφορο (Dialynas et al., 2002; Βάρκας, 2007).

ΤΕΧΝΗΤΟΣ ΥΓΡΟΤΟΠΟΣ ΘΕΣΣΑΛΟΝΙΚΗΣ

Το 1996 κατασκευάστηκε κοντά στο Γαλλικό ποταμό στη Θεσσαλονίκη ένα πρωτότυπος ΤΥ, η λειτουργία του οποίου ξεκίνησε τον Απρίλιο του 1997. Στην εγκατάσταση πραγματοποιείται δευτερογενής επεξεργασία παροχής 100 κυβ. μ./ημ των πρωτογενώς επεξεργασμένων αστικών υγρών αποβλήτων. Τέσσερις παράλληλες κλίνες επιφανειακής ροής, φυτεμένες με *Typha latipholia*, δύο κλίνες υπόγειας ροής, φυτεμένες με *Phragmites communis*, και μια λίμνη σταθεροποίησης συνιστούν το συγκεκριμένο ΤΥ. Τα ολικά κολοβακτηρίδια απομακρύνονται ικανοποιητικά τόσο κατά τη διάρκεια της άνοιξη, όσο και το φθινόπωρο και το καλοκαίρι, ενώ το χειμώνα συγκριτικά με τους υπόλοιπους μήνες η ποσοστιαία αφαίρεση των κολοβακτηριδίων είναι αρκετά μικρότερη. Χρησιμοποιώντας την εκατοστιαία μείωση κολοβακτηριδίων ως εξαρτημένη μεταβλητή και την ηλιακή ακτινοβολία και τη θερμοκρασία ως ανεξάρτητες εφαρμόστηκε ένα μοντέλο παλινδρόμησης, το οποίο παρουσίασε καλή προσαρμογή. Τόσο η θερμοκρασία όσο και η ηλιακή ακτινοβολία είχαν θετική επίδραση στην εκατοστιαία μείωση κολοβακτηριδίων, με τη μικρότερη επιρροή να έχει η θερμοκρασία (Anastasiadis et al., 2001; Βάρκας, 2007).

ΤΕΧΝΗΤΟΣ ΥΓΡΟΤΟΠΟΣ ΚΑΛΛΙΘΕΑΣ- ΛΕΥΚΩΝΑ ΔΗΜΟΥ ΠΡΕΣΠΩΝ

Οι ανάγκες δύο οικισμών στην περιοχή Πρεσπών του Ν. Φλώρινας συνολικού πληθυσμού σχεδιασμού 600 ι.κ. καλύπτονται από το έργο "Εγκατάσταση Επεξεργασίας Λυμάτων Δ.Δ. Καλλιθέας - Λευκώνα Δήμου Πρεσπών". Η συγκεκριμένη περιοχή έχει ιδιαίτερη περιβαλλοντική αξία και προστατεύεται από διάφορες εθνικές και διεθνείς συμβάσεις. Οι ΤΥ επιλέχθηκαν ως μέθοδος επεξεργασίας εξαιτίας α) των ιδιαίτερων χαρακτηριστικών της περιοχής, όπως για παράδειγμα οι εκτεταμένοι παραλίμνιοι καλαμιώνες που υπάρχουν στην περιοχή και ιδιαίτερα στη Μικρή Πρέσπα και β) της απαίτησης για απουσία υπέργειων κτισμάτων προκειμένου να αποφευχθεί η αλλοίωση τη φυσιολογίας της περιοχής.

Η χωροθέτηση του ΤΥ πραγματοποιήθηκε σε επικλινές έδαφος και αποτελείται από την εσχάρωση, τρεις κλίνες κατακόρυφης ροής φυτεμένες με καλάμια για την πρωτοβάθμια επεξεργασία, αυτοεκκενούμενους σίφωνες τροφοδοσίας των κλινών επεξεργασίας και δύο κλίνες κατακόρυφης ροής φυτεμένες επίσης με καλάμια για τη δευτεροβάθμια επεξεργασία. Δύο κλίνες οριζόντιας υποεπιφανειακής ροής σχεδιάστηκαν επιπρόσθετα για τριτοβάθμια επεξεργασία (μείωση Ν μέσω απονιτροποίησης) με τη συνολική επιφάνεια των κλινών να ανέρχεται σε 4,0 τ.μ. /ι.κ. (Μίμης, 2006).

ΤΕΧΝΗΤΟΣ ΥΓΡΟΤΟΠΟΣ ΑΓ. ΓΕΡΜΑΝΟΥ-ΛΑΙΜΟΥ-ΠΛΑΤΕΩΣ ΔΗΜΟΥ ΠΡΕΣΠΩΝ

Σε μια διαφορετική περιοχή στις Πρέσπες σχεδιάστηκε ένα ΤΥ στα πλαίσια του έργου "Εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων Δ.Δ. Αγ. Γερμανού-Λαιμού-Πλατέως Δήμου Πρεσπών" για την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων τριών οικισμών συνολικού πληθυσμού σχεδιασμού 1310 ι.κ. Η χωροθέτηση του ΤΥ πραγματοποιήθηκε σε οριζόντιο γήπεδο, το οποίο είχε ως αποτέλεσμα την ανάγκη τροφοδοσίας των κλινών με αντλίες, οδηγώντας κατά συνέπεια στην αύξηση του κόστους κατασκευής και λειτουργίας. Η συγκεκριμένη εγκατάσταση αποτελείται από την εσχάρωση, μια ανασρόβια δεξαμενή για την πρωτοβάθμια επεξεργασία χωρητικότητας 600 κυβ. μ. και διάφορες αντλίες και φρεάτια μεταξύ των σταδίων επεξεργασίας. Για το 1^ο στάδιο επεξεργασίας απαραίτητες ήταν 6 κλίνες κατακόρυφης ροής και τέσσερις κλίνες κατακόρυφης ροής επίσης για το 2^ο στάδιο της δευτεροβάθμιας επεξεργασίας φυτεμένες με καλάμια (Παρισόπουλος κ.α., 2005).

2.7 ΣΥΓΚΡΙΣΗ ΤΕΧΝΗΤΩΝ ΥΓΡΟΤΟΠΩΝ ΜΕ ΤΑ ΣΥΜΒΑΤΙΚΑ ΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ

Συγκριτικά με τα συμβατικά συστήματα επεξεργασίας, οι ΤΥ είναι περισσότερο ελκυστικά και εύχρηστα συστήματα καθώς χρησιμοποιούν την ηλιακή ενέργεια για τη λειτουργία τους, με μεγάλες δυνατότητες εφαρμογής στις αναπτυσσόμενες χώρες, ιδίως σε μικρές αγροτικές κοινότητες (Jamieson et al., 2007; Kivaisi, 2001). Είναι πιο απλά και φθηνά όσον αφορά την κατασκευή τους και έχουν χαμηλό κόστος λειτουργίας και συντήρησης τόσο για την κατανάλωση ενέργειας όσο και για την προμήθεια υλικού. Η απασχόληση στις εγκαταστάσεις ΤΥ είναι περιοδική και όχι συνεχής, λειτουργούν με διακυμάνσεις στη ροή τους, επεξεργάζονται πολύ χαμηλές οργανικές φορτίσεις όσον αφορά τα συστήματα ενεργού ιλύος και παρέχουν τη δυνατότητα ανακύκλωσης και επαναχρησιμοποίησης του νερού. Άλλα πλεονεκτήματα των συστημάτων ΤΥ είναι η αρμονική ένταξή τους στο περιβάλλον, η αισθητική βελτίωση των ανοικτών χώρων και η αποδοχή τους από την κοινή γνώμη καθώς αποτελούν μια περιβαλλοντικά ευαίσθητη προσέγγιση (Kadlec et al., 2000).

Στα μειονεκτήματα των ΤΥ σε σύγκριση με τα συμβατικά συστήματα επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων είναι η απαίτηση μεγαλύτερων εκτάσεων για την εγκατάστασή τους. Επίσης, σε περίπτωση που εγκαταλειφθούν για κάποιο χρονικό διάστημα υπάρχει μεγαλύτερη δυσκολία να ξαναχρησιμοποιηθούν σε αντίθεση με άλλα φυσικά συστήματα, όπως είναι οι λίμνες σταθεροποίησης. Άλλα μειονεκτήματα των συστημάτων ΤΥ είναι η μη ικανοποιητική απόδοσή τους κατά τους χειμερινούς μήνες, το οποίο οφείλεται στις χαμηλές φυσικές μεταβολικές δραστηριότητες των μικροβίων και των μακρόφυτων και η σχετικά χαμηλή απομάκρυνση των θρεπτικών (Liang et al., 2003; Luederitz et al., 2001; Vymazal, 2005b).

3. ΜΕΘΟΔΟΙ ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗΣ ΓΙΑ ΤΗ ΔΙΑΔΙΚΑΣΙΑ ΛΗΨΗΣ ΑΠΟΦΑΣΕΩΝ

3.1 ΓΕΝΙΚΑ

Η ανάλυση μιας μελέτης σχετικής με χωροθέτηση μια δραστηριότητας ξεκινάει από την κατανόηση της υπό μελέτη περιοχής, ώστε να ληφθούν σοβαρά υπόψη τα τοπικά χαρακτηριστικά της και οι απαιτήσεις της. Κατά τη διαδικασία αυτή θεωρείται απαραίτητο να συλλεχθεί ένας μεγάλος αριθμός παραμέτρων καθώς και δεδομένων ποικίλης προέλευσης – κοινωνικοοικονομικά, περιβαλλοντικά. Αυτό έχει ως αποτέλεσμα να καθίσταται αναγκαία η εφαρμογή μεθοδολογιών σύνθεσης αυτής της πληροφορίας, προκειμένου να ληφθούν ακριβή και αξιόπιστα αποτελέσματα τα οποία θα οδηγήσουν στη λήψη της απόφασης. Το στάδιο επιλογής, δηλαδή η επιλογή της δράσης και των μέτρων που θα ακολουθηθούν, αποτελεί το τελικό βήμα της διαδικασίας λήψης αποφάσεων. Ως εκ τούτου, ιδιαίτερη έμφαση προσδίδεται στη διαδικασία σχεδιασμού, όπου οι εναλλακτικές περιπτώσεις (alternatives) αναλύονται και εκτιμώνται (Simon, 1977).

Κατά τη διαδικασία σχεδιασμού, και συγκεκριμένα στο πρώτο στάδιο, προσδιορίζονται αρχικά οι στόχοι του διαχειριστικού σχεδίου, π.χ. να επιτευχθεί η βιωσιμότητα, και κατόπιν καθορίζονται τα σενάρια (scenarios), δηλαδή οι στρατηγικές και οι εναλλακτικοί τρόποι δράσης ώστε να διεκπεραιωθούν οι παραπάνω στόχοι. Στη συνέχεια οι προτεινόμενες δράσεις συνδυάζονται, εφόσον έχουν προηγουμένως επιλεγεί τα κατάλληλα κριτήρια αξιολόγησης (criteria). Τα κριτήρια αυτά θα πρέπει να είναι αντιπροσωπευτικά της μέχρι τώρα εξέλιξης του συστήματος και κατά συνέπεια της υφιστάμενης κατάστασης και οι τιμές τους να είναι εύκολα προσαρμόσιμες στις συνήθεις κλίμακες μετρήσεως και ιεράρχησης (Karageorgi, 2002).

Η ανάλυση και αξιολόγηση των εναλλακτικών περιπτώσεων είναι το επόμενο στάδιο της διαδικασίας σχεδιασμού, στο οποίο χρησιμοποιούνται μία ή περισσότερες μέθοδοι αξιολόγησης. Στο στάδιο αυτό λαμβάνονται υπόψη οι επιπτώσεις της κάθε εναλλακτικής περίπτωσης τόσο στον άνθρωπο όσο και στο φυσικό περιβάλλον. Οι αναλυτές, βάσει των αποτελεσμάτων της αξιολόγησης, δύναται να αναγνωρίσουν ποιος είναι ο πλέον επιθυμητός τρόπος δράσης κάτω από συγκεκριμένες συνθήκες. Οι μέθοδοι αξιολόγησης που

χρησιμοποιούνται στο στάδιο αυτό ενδέχεται να κατατάξουν / ιεραρχήσουν τις εναλλακτικές περιπτώσεις, είτε πλήρως είτε εν μέρει, και να αξιολογήσουν τη βέλτιστη περίπτωση ή ένα σετ αποδεκτών εναλλακτικών περιπτώσεων (Karageorgi, 2002).

Δύο είναι οι βασικές κατηγορίες μεθόδων αξιολόγησης: οι οικονομικής φύσης (monetary evaluation methods) και οι μη-οικονομικής φύσης (non-monetary evaluation methods). Χαρακτηριστικό της πρώτης κατηγορίας είναι η προσπάθειά τους να μετρήσουν όλες τις μεταβλητές σε οικονομικές μονάδες, μεταξύ των οποίων περιλαμβάνονται οι αναλύσεις κόστους - αποτελεσματικότητας (cost-effectiveness analysis) και κόστους - οφέλους (cost-benefit analysis). Στη δεύτερη κατηγορία περιλαμβάνονται οι πολυκριτηριακές μέθοδοι αξιολόγησης, στις οποίες χρησιμοποιούνται διαφορετικής φύσεως κριτήρια (Karageorgi, 2002)

3.2 ΜΕΘΟΔΟΙ ΠΟΛΥΚΡΙΤΗΡΙΑΚΗΣ ΑΝΑΛΥΣΗΣ (MULTI-CRITERIA ANALYSIS - MCA)

Κατά την τελευταία εικοσαετία τα προβλήματα που σχετίζονται με τις ανθρώπινες δραστηριότητες γίνονται ολοένα και πιο πολύπλοκα το οποίο οδήγησε στη δημιουργία μιας νέας αντίληψης στο χώρο της Επιχειρησιακής Έρευνας: μια απόφαση θεωρείται συνεπής με τον πολυδιάστατο χαρακτήρα των σύγχρονων προβλημάτων όταν λαμβάνονται υπόψη πολλαπλά και ως επί το πλείστον αλληλοσυγκρουόμενα κριτήρια. Επί παραδείγματι, για τη χωροθέτηση μιας βιομηχανικής μονάδας είναι απαραίτητο να ληφθούν υπόψη πέρα από τα οικονομικά μεγέθη (κόστη κατασκευής έργων υποδομής, απόκτησης γης, μεταφοράς πρώτων υλών και προϊόντων) και διάφορες άλλες παράμετροι όπως είναι οι περιβαλλοντικές επιπτώσεις που θα προκληθούν από την εγκατάσταση και λειτουργία της συγκεκριμένης μονάδας, οι επιπτώσεις στην απασχόληση, οι μεταβολές στις υφιστάμενες χρήσεις γης κλπ. Η αντίληψη αυτή οδήγησε στην ανάπτυξη μιας ποικιλίας μεθόδων λήψης αποφάσεων βάσει πολλαπλών κριτηρίων, τις λεγόμενες μεθόδους πολυκριτηριακής ανάλυσης (Roy and Vincke, 1981; Zeleny, 1982). Τα κριτήρια που μπορούν να ενσωματωθούν ταυτόχρονα στις μεθόδους πολυκριτηριακής ανάλυσης δύναται να είναι περιβαλλοντικά και κοινωνικοοικονομικά (Nijkamp, P. Voogd, 1986; Voogd, 1988). Οι μέθοδοι πολυκριτηριακής ανάλυσης

ενσωματώνουν τόσο αλγόριθμους ιεράρχησης όσο και μεθόδους απόδοσης βαρών στα κριτήρια (Nijkamp, 1988).

Τρεις είναι οι βασικές κατηγορίες μεθόδων πολυκριτηριακής ανάλυσης. Στην πρώτη κατηγορία ανήκουν οι μέθοδοι πολυκριτηριακού προγραμματισμού οι οποίες θεωρούνται επέκταση των κλασικών μοντέλων του μονοκριτηριακού μαθηματικού προγραμματισμού. Στις μεθόδους αυτές η επίλυση ενός προβλήματος περιορίζεται στην αναζήτηση μιας 'συμβιβαστικής' λύσης μέσα από ένα σύνολο αποτελεσματικών λύσεων. Αποτελεσματική θεωρείται η λύση η οποία κυριαρχεί έναντι των υπολοίπων σε όλους τους προκαθορισμένους στόχους και λέγεται ότι είναι βέλτιστη κατά Pareto. Στην κατηγορία αυτή περιλαμβάνονται ποικίλες μέθοδοι που έχουν ευρέως εφαρμοστεί (Benjamin, 1985; Duckstein and Opricovic, 1980; Kumar et al., 1978). Βασικό χαρακτηριστικό τους είναι προοδευτική εκδήλωση των προτιμήσεων του αποφασίζοντα, γνωστές ως αλληλεπιδραστικές (interactive). Βασική προϋπόθεση εφαρμογής αυτών των μεθόδων είναι η δημιουργία ενός μαθηματικού μοντέλου στο οποίο θα περιλαμβάνονται οι κατάλληλες μαθηματικές σχέσεις (Γκούμας, 1995).

Στη δεύτερη κατηγορία ανήκει η πολυκριτηριακή θεωρία χρησιμότητας η οποία βασίζεται στην υπόθεση ότι για κάθε κριτήριο y_i υπάρχει μια συνάρτηση χρησιμότητας u_i με τιμές μεταξύ $[0,1]$. Όταν είναι απαραίτητη η μεγιστοποίηση της τιμής ενός κριτηρίου η συνάρτηση u_i για το συγκεκριμένο κριτήριο είναι αύξουσα, ενώ όταν είναι απαραίτητη η ελαχιστοποίηση της τιμής ενός κριτηρίου είναι φθίνουσα. Η ακριβής μορφή της π.χ. εκθετική, γραμμική κλπ. δεν είναι από την αρχή γνωστή, αλλά εξαρτάται από τις προτιμήσεις και τα ιδιαίτερα χαρακτηριστικά του εκάστοτε αποφασίζοντα και καθορίζεται από τις κατάλληλες ερωτήσεις που γίνονται προς αυτόν (Blair et al., 1982). Κατά τη διαδικασία λήψης αποφάσεων θεωρείται απαραίτητο να διερευνηθεί το εξής ερώτημα: "Πώς οι μεταβολές των δεδομένων εισόδου (άρα και των απαντήσεων του αποφασίζοντα) επηρεάζουν την τελική απόφαση"; Αυτό είναι δύσκολο να εκπληρωθεί κατά την εφαρμογή της συγκεκριμένης μεθόδου εξαιτίας των πολλών ερωτήσεων που καλείται να απαντήσει ο αποφασίζων, και το οποίο αποτελεί και ένα από τα μειονεκτήματα της μεθόδου (Γκούμας, 1995).

Στην τρίτη κατηγορία περιλαμβάνονται οι μέθοδοι ιεράρχησης των εναλλακτικών λύσεων κατάλληλων για την αντιμετώπιση προβλημάτων, με πεπερασμένο σύνολο εναλλακτικών λύσεων. Βασική αρχή αυτών των μεθόδων είναι ιεράρχηση / κατάταξη των εναλλακτικών περιπτώσεων (alternative choice possibilities) βάσει συγκεκριμένων κριτηρίων (criteria) που τις χαρακτηρίζουν. Στη βιβλιογραφία συναντώνται διάφορα είδη μεθόδων πολυκριτηριακής

ανάλυσης, όλες όμως στηρίζονται στην ίδια βασική αρχή: την ανά δύο σύγκριση των τιμών που αντιστοιχούν στις εναλλακτικές περιπτώσεις για κάθε ένα κριτήριο (Karydis and Kitsiou, 2013; Nijkamp, P. Voogd, 1986). Οι μέθοδοι αυτοί δεν έχουν στόχο να προσδιορίσουν την "απόλυτη" ποιότητα μιας εναλλακτικής, αλλά τη θέση που αυτή καταλαμβάνει σε σχέση με τις υπόλοιπες που εξετάζονται ταυτοχρόνως (Kitsiou et al., 2002).

Τα βήματα που ακολουθούνται κατά την εφαρμογή οποιασδήποτε μεθόδου πολυκριτηριακής ανάλυσης είναι: α) προσδιορισμός της υπόθεσης ή των εναλλακτικών περιπτώσεων, β) επιλογή των κατάλληλων κριτηρίων αξιολόγησης, γ) δημιουργία του Πίνακα Επιπτώσεων, δ) απόδοση βαρών στα κριτήρια βάσει του κατάλληλου αλγόριθμου βαρύτητας και ε) εφαρμογή του κατάλληλου αλγόριθμου κατάταξης ή βαθμολόγησης προκειμένου να ιεραρχηθούν οι εναλλακτικές περιπτώσεις (Kitsiou and Karydis, 2011).

Μεταξύ των σημαντικότερων πλεονεκτημάτων των μεθόδων πολυκριτηριακής ανάλυσης είναι τα παρακάτω: α) τόσο τα κριτήρια αξιολόγησης που επιλέγονται όσο και οι εναλλακτικές περιπτώσεις μπορούν ανά πάσα στιγμή να αλλάζουν, β) οι ειδικοί (υπεύθυνοι / συμμετέχοντες για τη λήψη αποφάσεων) έχουν τη δυνατότητα να προσδιορίσουν την επίδοση της ανάλυσης, γ) χρησιμοποιούνται με τη μορφή μεθόδων επικοινωνίας μεταξύ των υπεύθυνων / συμμετεχόντων στη διαδικασία λήψης αποφάσεων και δ) υπάρχει η δυνατότητα χρήσης συντελεστών βαρύτητας (Piadis et al., 2004; Ιωάννου, 2008).

3.3 ΠΑΡΑΔΕΙΓΜΑΤΑ ΕΦΑΡΜΟΓΗΣ ΜΕΘΟΔΩΝ ΠΟΛΥΚΡΙΤΗΡΙΑΚΗΣ ΑΝΑΛΥΣΗΣ

Οι μέθοδοι πολυκριτηριακής ανάλυσης είναι ιδιαίτερα διαδεδομένες και εφαρμόζονται ευρέως προκειμένου να ληφθούν αποφάσεις θεμάτων σε διάφορους τομείς, όπως είναι οι διάφορες τεχνολογίες, επιστήμες, κυβερνήσεις, επιχειρήσεις, καθώς και σε περιβαλλοντικά προβλήματα. Συμβάλλουν στη βελτίωση της ποιότητας των αποφάσεων, με αποτέλεσμα η διαδικασία λήψης αποφάσεων να γίνεται περισσότερο σαφής, ορθολογική και αποτελεσματική (Al-Shemmeri et al., 1997). Οι μέθοδοι πολυκριτηριακής ανάλυσης έχουν εφαρμοστεί από διάφορους και συναντώνται στη βιβλιογραφία, προκειμένου να επιλυθούν τα προβλήματα που ανακύπτουν σε όλους τους παραπάνω τομείς. Στη συνέχεια παρουσιάζονται

χαρακτηριστικά παραδείγματα εφαρμογής αυτών των μεθόδων σε διάφορες μελέτες περιπτώσεων (Γάλλιου, 2009).

Πιο συγκεκριμένα, προκειμένου να αξιολογηθούν οι εναλλακτικές μέθοδοι επεξεργασίας υγρών αποβλήτων, αναπτύχθηκε από τους Aravossis et al. (2001) μια μεθοδολογία χρησιμοποιώντας την πολυκριτηριακή ανάλυση. Συγκεκριμένα, η επιλογή του πλέον κατάλληλου συστήματος επεξεργασίας υγρών αποβλήτων, μεταξύ των οποίων είναι ο παρατεταμένος αερισμός, οι τεχνητοί υγρότοποι και οι περιστρεφόμενοι δίσκοι, επιτυγχάνεται από την εφαρμογή του μεθοδολογικού εργαλείου (M.A.S.T.). Πέντε διαφορετικές ομάδες κριτηρίων επιλέχθηκαν για την αξιολόγηση κάθε ενός από τα παραπάνω συστήματα, αποδίδοντας διαφορετική βαρύτητα στην κάθε μία: τα χωροταξικά, τα τεχνικά, τα περιβαλλοντικά, τα κοινωνικά και τα οικονομικά.

Με την πολυκριτηριακή αξιολόγηση εναλλακτικών μεθόδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων σε επίπεδο Δήμων ασχολήθηκαν οι Anagnostopoulos et al. (2005) και συγκεκριμένα με τη μέθοδο της Ιεραρχικής Ανάλυσης Αποφάσεων (AHP). Η εφαρμογή αυτής της μεθόδου οδήγησε στην επιλογή του ενδεδειγμένου συστήματος επεξεργασίας, ανάμεσα σε έξι διαφορετικά, χρησιμοποιώντας και τις τρεις διαφορετικές κατηγορίες κριτηρίων: τα κοινωνικά, τα περιβαλλοντικά και τα οικονομικά, με τη μεγαλύτερη βαρύτητα να αποδίδεται στα οικονομικά κριτήρια.

Η πολυκριτηριακή μέθοδος ανάλυσης PROMETHEE II χρησιμοποιείται από τους Goumas et al. (1999) προκειμένου να αξιολογήσουν τα διάφορα επενδυτικά σενάρια που λαμβάνονται υπόψη για την ανάπτυξη ενός γεωθερμικού πεδίου χαμηλής θερμοκρασίας. Για να αντιμετωπιστεί η αβεβαιότητα των δεδομένων οι Goumas and Lygerou (2000) εφαρμόζουν μια επέκταση της PROMETHEE II. Η μέθοδος αυτή προτιμάται λόγω της περιορισμένης πληροφορίας εισαγωγής που απαιτεί, και επειδή γίνεται εύκολα κατανοητή από τους υπεύθυνους λήψης αποφάσεων.

Η μέθοδος πολυκριτηριακής ανάλυσης ELECTRE III χρησιμοποιείται από τους Siskos and Hubert (1983) προκειμένου να συγκρίνουν μακροπρόθεσμες εναλλακτικές περιβαλλοντικές στρατηγικές. Πιο συγκεκριμένα, στόχος τους δεν είναι η εύρεση μιας καθολικής λύσης, αλλά ο σχηματισμός ενός αυστηρά καθορισμένου πλαισίου, μέσω του οποίου θα διευκολύνεται η διαδικασία λήψης απόφασης. Κατά την εφαρμογή της μεθόδου επιλέγονται κριτήρια οικονομικά, κοινωνικά, περιβαλλοντικά και ενεργειακά, παρουσιάζεται λεπτομερώς ο τρόπος

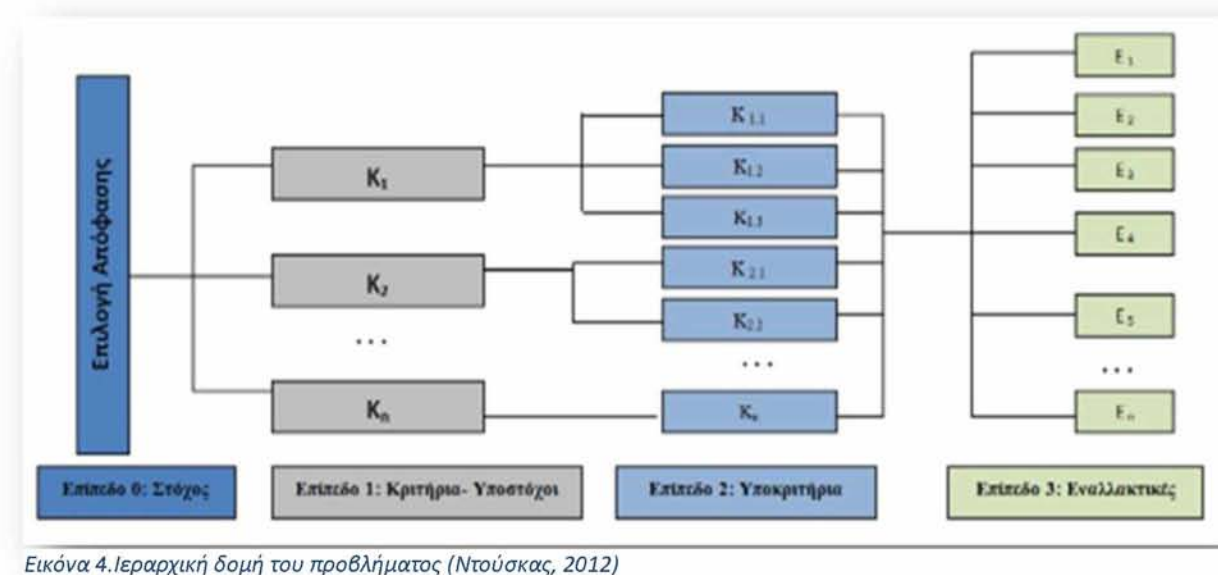
αποτίμησής τους, καθώς και ο τρόπος με τον οποίο η αβεβαιότητα των δεδομένων αντιμετωπίζεται υπό το πρίσμα των μεθόδων ELECTRE.

Κατά συνέπεια, η εφαρμογή των μεθόδων πολυκριτηριακής ανάλυσης παρουσιάζει μακρά ιστορία στον περιβαλλοντικό σχεδιασμό, παρέχοντας ένα πλήρες και αξιόπιστο πλαίσιο μεθοδολογιών ώστε διάφορα περιβαλλοντικά έργα να αξιολογηθούν, κατηγοριοποιηθούν / ιεραρχηθούν και εν τέλει να επιλεγούν τα πλέον κατάλληλα και αποτελεσματικά (Afgan and Carvalho, 2002; Beccali et al., 2003; Güngör and Arıkan, 2000; Hobbs and Horn, 1997; Lootsma, 1997; Pokharel and Chandrashekar, 1998; Siskos and Hubert, 1983). Γενικά η εφαρμογή αυτών των μεθόδων βοηθά στον προσδιορισμό της κατάλληλης πρακτικής περιβαλλοντικής διαχείρισης (Bellehumeur et al., 1997; Bond and Brooks, 1997; De Marchi et al., 2000; Geldermann et al., 2001; Hokkanen and Salminen, 1994; Karagiannidis and Moussiopoulos, 1997).

3.4 ΜΕΘΟΔΟΣ ΤΗΣ ΑΝΑΛΥΤΙΚΗΣ ΙΕΡΑΡΧΙΚΗΣ ΔΙΑΔΙΚΑΣΙΑΣ - ANALYTICAL HIERARCHY PROCESS (AHP)

Η μέθοδος πολυκριτηριακής ανάλυσης-Αναλυτική Ιεραρχική Διαδικασία (AHP) είναι μια συστηματική διαδικασία στην οποία τα στοιχεία ενός προβλήματος παρουσιάζονται με ιεραρχική δομή (Saaty and Kearns, 1985). Η διευκόλυνση της διάρθρωσης του προβλήματος, μέσω της ιεράρχησης των εναλλακτικών περιπτώσεων και των κριτηρίων αξιολόγησης είναι ο βασικός στόχος της μεθόδου (Lootsma and Schuijt, 1997; Ramanathan, 2001; Ramanathan and Ganesh, 1995). Η μέθοδος AHP συγκρίνει ανά ζεύγη τις εναλλακτικές περιπτώσεις ή / και τα κριτήρια αξιολόγησης και το αποτέλεσμα της είναι η λήψη της απόφασης. Η συγκεκριμένη μέθοδος αναπτύχθηκε για πρώτη φορά στο Warton School of Business στις Η.Π.Α. από τον Saaty (1980). Έκτοτε θεωρείται μία από τις ευρέως χρησιμοποιούμενες τεχνικές ανάλυσης και λήψης αποφάσεων, εξαιτίας της απλότητας, την σαφήνειας και της εύκολης υλοποίησής της (Harker, 1987).

Ανήκει στην κατηγορία των μεθόδων σύγκρισης ανά ζεύγη (Nath et al., 2000) και βασικό της χαρακτηριστικό είναι η δυνατότητά της να εξετάζει και να διαχειρίζεται παράλληλα τόσο ποιοτικά όσο και ποσοτικά κριτήρια (Aras et al., 2004). Κατά την εφαρμογή της μεθόδου AHP τέσσερα είναι τα βήματα που πρέπει να ακολουθήσει ένας υπεύθυνος για τη λήψη της απόφασης (decision-maker) (Saaty, 1980). Το πρώτο βήμα περιλαμβάνει την ανάλυση του προβλήματος ακολουθώντας ιεραρχική δομή, το οποίο αποτελεί και το πιο σημαντικό στάδιο της μεθόδου. Στην Εικόνα 4 παρουσιάζεται πως σε ένα πρόβλημα απόφασης είναι δομημένη μια ιεραρχία.



Ακολουθεί η σύγκριση ανά ζεύγη των εναλλακτικών περιπτώσεων και η συλλογή των κριτηρίων αξιολόγησης. Πιο συγκεκριμένα, εφαρμόζοντας την μέθοδο AHP ο υπεύθυνος λήψης αποφάσεων συγκρίνει δύο εναλλακτικές περιπτώσεις α_i και α_j χρησιμοποιώντας ένα κριτήριο αξιολόγησης στο οποίο αποδίδεται η σχετική βαρύτητα βάσει μιας αριθμητικής τιμής. Το αποτέλεσμα αυτής της σύγκρισης εκφράζεται χρησιμοποιώντας μια θεμελιώδη κλίμακα, οι τιμές της οποίας κυμαίνονται από 1 (οι εναλλακτικές περιπτώσεις α_i και α_j συμβάλλουν εξίσου για την επίτευξη του στόχου) μέχρι 9 (πόσο πιο σημαντική είναι η εναλλακτική περίπτωση α_i από την εναλλακτική α_j). Το αποτέλεσμα που προκύπτει από την παραπάνω σύγκριση είναι η δημιουργία ενός πίνακα συγκρίσεων ανά ζεύγη (pairwise comparison matrix) με την παρακάτω μορφή (Anagnostopoulos et al., 2005):

K	P_1	P_2	\dots	P_n
P_1	1	a_{12}	\dots	a_{1n}
P_2	$1/a_{12}$	1	\dots	a_{2n}
\vdots	\vdots	\vdots	\vdots	\vdots
P_n	$1/a_{1n}$	$1/a_{2n}$	\dots	1

Πίνακας 2. Πίνακας συγκρίσεων ανά ζεύγη (pairwise comparison matrix)

Η δημιουργία ενός τέτοιου πίνακα αποτελεί και το τρίτο βήμα εφαρμογής της μεθόδου AHP (Saaty, 1980). Ένας πίνακας συγκρίσεων ανά ζεύγη είναι συνεπής εάν και μόνο εάν ισχύει $a_{ij} \times a_{jk} = a_{ik}$ για όλα τα i, j, k . Προκειμένου να αποφευχθεί αυτή η ασυνέπεια, κατά την εφαρμογή της μεθόδου υπολογίζεται ο δείκτης συνέπειας CI (Consistency Index) των εκτιμήσεων, ο οποίος βασίζεται στη μέγιστη ιδιοτιμή λ_{\max} του αντίστοιχου πίνακα συγκρίσεων, ως εξής (Chen, 2006):

$$CI = (\lambda_{\max} - n) / (n - 1)$$

Κατόπιν, γίνεται σύγκριση της τιμής του δείκτη CI με τυχαίους δείκτες συνέπειας (Random Consistency Index - RI), οι τιμές των οποίων εξαρτάται από τη διάσταση n του πίνακα συγκρίσεων ανά ζεύγη. Τέλος, υπολογίζεται ο λόγος συνέπειας (Consistency Ratio - CR), ο οποίος προκύπτει από τη σύγκριση των δύο παραπάνω δεικτών ως εξής (Chen, 2006):

$$CR = CI / RI$$

Το ιδανικό είναι ο λόγος συνέπειας να έχει τιμή $< 10\%$, διαφορετικά είναι απαραίτητο να επανεξετάζεται ο πίνακας συγκρίσεων ανά ζεύγη (Anagnostopoulos et al., 2005).

Κατά το τελευταίο βήμα εφαρμογής της μεθόδου αποδίδονται βάρη στα αντίστοιχα κριτήρια αξιολόγησης, δηλαδή υπολογίζεται η σχετική σημαντικότητά τους (προτεραιότητα), για την κάθε εναλλακτική περίπτωση που βρίσκεται στο χαμηλότερο στάδιο της ιεραρχίας (Saaty, 1980).

Η μέθοδος πολυκριτηριακής ανάλυσης AHP βασίζεται θεωρητικά σε τέσσερα θεμελιώδη αξιώματα (Saaty, 1980):

- 1) Ο υπεύθυνος για τη λήψης της απόφασης (decision-maker) έχει τη δυνατότητα να πραγματοποιήσει τη σύγκριση ανά ζεύγη a_{ij} δύο εναλλακτικών περιπτώσεων i και j αντίστοιχα, σε σχέση με ένα κριτήριο αξιολόγησης στη βάση μιας αντίστροφης κλίμακας $a_{ij}=1/a_{ji}$.
- 2) Ο υπεύθυνος για τη λήψης της απόφασης δεν θεωρεί ποτέ εξ ολοκλήρου καλύτερη μια εναλλακτική περίπτωση από μια άλλη σε σχέση με ένα κριτήριο αξιολόγησης, δηλαδή $a_{ij} \neq \infty$.
- 3) Η διάρθρωση του προβλήματος της απόφασης δύναται να ακολουθεί ιεραρχική δομή.
- 4) Όλες οι εναλλακτικές περιπτώσεις καθώς και όλα τα κριτήρια αξιολόγησης παρουσιάζονται με τη μορφή ιεραρχίας.

Οι μέθοδοι της σύγκρισης ανά δύο / ανά ζεύγη δύναται να εφαρμοστούν για περιορισμένο αριθμό στοιχείων σε κάθε βαθμίδα ιεραρχίας. Στις περιπτώσεις της χωρικής ανάλυσης χρησιμοποιείται κατά κανόνα μεγάλος αριθμός εναλλακτικών περιπτώσεων και για το λόγο αυτό η εφαρμογή της μεθόδου AHP πραγματοποιείται μόνο σε εκείνα τα επίπεδα των κριτηρίων που απεικονίζονται με τη μορφή θεματικών επιπέδων σε χάρτες. Στη συνέχεια, εφόσον προσδιοριστούν οι συντελεστές βαρύτητας των κριτηρίων αξιολόγησης πραγματοποιείται η επεξεργασία τους σε περιβάλλον ΣΓΠ. Η παραπάνω προσέγγιση συναντάται στη διεθνή βιβλιογραφία και ως μέθοδος χωρικής ανάλυσης – AHP (Malczewski, 1999; Siddiqui et al., 1996; Τέγου, 2011).

4. ΠΕΡΙΠΤΩΣΗ ΜΕΛΕΤΗΣ ΔΗΜΟΥ ΚΙΛΕΛΕΡ

4.1. ΥΦΙΣΤΑΜΕΝΗ ΚΑΤΑΣΤΑΣΗ ΣΤΗΝ ΠΕΡΙΟΧΗ ΤΗΣ ΝΙΚΑΙΑΣ, ΔΗΜΟΥ ΚΙΛΕΛΕΡ

Ο Δήμος Κιλελέρ είναι ένας κατά κύριο λόγο αγροτικός, πεδινός δήμος συνολικής έκτασης 976,7 km² και αποτελείται από 35 Τοπικές Κοινότητες (Τ.Κ.) διεσπαρμένες σε 5 Δημοτικές Ενότητες (ΔΕ), μεταξύ των οποίων και η ΔΕ Νίκαιας, η οποία φιλοξενεί και την ιστορική έδρα του Δήμου, το Κιλελέρ. Η Δημοτική Επιχείρηση Ύδρευσης και Αποχέτευσης Κιλελέρ (ΔΕΥΑΚ) είναι μέλος της Ένωσης Δημοτικών Επιχειρήσεων Ύδρευσης - Αποχέτευσης (ΕΔΕΥΑ) που ιδρύθηκε το 1989 με έδρα την Λάρισα και θεωρείται μια σχετικά "καινούρια" επιχείρηση, όσον αφορά το χρόνο λειτουργίας της, υπεύθυνη για την ομαλή και σωστή λειτουργία τόσο της ύδρευσης της περιοχής όσο και της άρδευσης.

Στην περιοχή της Θεσσαλίας, αλλά κυρίως στην περιοχή του συγκεκριμένου δήμου, παρατηρείται έλλειψη νερού τόσο για ύδρευση όσο και για άρδευση. Στο δυναμικό της ΔΕΥΑΚ περιλαμβάνονται 43 υδρευτικές και 18 αρδευτικές γεωτρήσεις, 52 δεξαμενές και υδατόπυργους. Το καλοκαίρι του 2014 πραγματοποιήθηκαν διάφορες ενέργειες προκειμένου να ενταχθούν προτάσεις / έργα προς χρηματοδότηση για πρώτη φορά καταμετρήθηκε το σύνολο των γεωτρήσεων του Δήμου, είτε ενεργών είτε όχι, αρδευτικών και υδρευτικών. Διενεργήθηκαν επίσης αναλύσεις ποιότητας νερού, σε όσες από αυτές τις γεωτρήσεις ήταν εφικτό, προκειμένου να αξιοποιηθεί κάθε πιθανή πηγή πόσιμου νερού. Το επόμενο βήμα της επιχείρησης ήταν να πραγματοποιηθεί καταγραφή των παραγόμενων κυβικών νερού καθώς και των απωλειών του δικτύου της ΔΕΥΑΚ. Για το λόγο αυτό τοποθετήθηκαν στις κεντρικές δεξαμενές όλων των Τ.Κ. υδρόμετρα, προκειμένου να καταμετρηθούν οι απώλειες νερού καθώς και διπλά αρδευτικά δίκτυα, προκειμένου να προστατευτεί το πόσιμο νερό. Τέλος, πραγματοποιήθηκαν όλες οι απαραίτητες ενέργειες έτσι ώστε να ξεκινήσουν διάφορες μελέτες για αρκετά έργα ύδρευσης (π.χ. αξιοποίηση των πηγών Αγίου Νικολάου για την υδροδότηση των Τ.Κ. Χάλκης, Νίκαιας και Ομορφοχωρίου) και αποχέτευσης (π.χ. δημιουργία αποχετευτικού δικτύου και βιολογικού σταθμού Νίκαιας).²

² Τα στοιχεία βασίζονται σε άρθρο του προέδρου της ΔΕΥΑΚ Μιλτιάδη Αραμπατζή στην aftodioikisi.gr

4.2. ΧΩΡΟΘΕΤΗΣΗ ΤΥ ΜΕ ΣΥΝΔΙΑΣΜΟ ArcGIS ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΩΝ ΠΟΛΥΚΡΙΤΗΡΙΑΚΗΣ ΑΝΑΛΥΣΗΣ.

Η επιλογή των κριτηρίων χωροθέτησης του ΤΥ, καθώς και τα όρια αποκλεισμού/καταλληλότητας για την περιοχή μελέτης που θα παρουσιαστούν, γίνεται μετά από ανασκόπηση της σχετικής βιβλιογραφίας όπως έχει αναφερθεί και στο δεύτερο κεφάλαιο. Στη συνέχεια, αφού αιτιολογηθεί η επιλογή των κριτηρίων και ορίων αποκλεισμού/καταλληλότητας, θα μετατραπεί το κάθε κριτήριο σε θεματικό χάρτη με τη χρήση ΣΓΠ (Συστήματα Γεωγραφικών Πληροφοριών). Αξιοποιείται η δυνατότητα που δίνεται από ένα περιβάλλον ΣΓΠ (ArcGIS) για απεικόνιση ζώνης αποκλεισμού (Buffer Zone), έτσι ώστε να διακρίνονται τα όρια της περιοχής που είναι επιθυμητή για χωροθέτηση, σύμφωνα με το εκάστοτε κριτήριο καταλληλότητας (πχ ελάχιστη απόσταση 250μ από οικισμούς).

Με τη χρήση του ίδιου προγράμματος (ArcGis), οι θεματικοί χάρτες συνενώνονται σε έναν ενιαίο χάρτη όπου απεικονίζονται ταυτόχρονα όλοι οι περιορισμοί. Οι καταλληλότερες τοποθεσίες είναι αυτές που βρίσκονται εκτός των ζωνών του κάθε κριτηρίου.

Ο χάρτης απεικονίζει όλες τις περιοχές καταλληλότητας βάση των κριτηρίων επιλογής μας. Τα κριτήρια όμως πολλές φορές αλληλοσυγκρούονται και χρειάζεται να γίνει μια ιεραρχική κατάταξη με βάση το βάρος τους. Η εφαρμογή της AHP μας βοηθάει προς την κατεύθυνση αυτή. Το τελικό αποτέλεσμα της μεθοδολογίας είναι η αξιολόγηση της περιοχής με βάση τους δείκτες καταλληλότητας (suitability indexes). Η κλίμακα ταξινόμησης που χρησιμοποιείται για το δείκτη καταλληλότητας είναι 1-10, όπου το 1 αντιστοιχεί στις ακατάλληλες περιοχές και το 10 στις πλέον κατάλληλες (Kontos et al., 2005).

Στη συγκεκριμένη εργασία ο δείκτης καταλληλότητας εκτιμάται με τη μέθοδο Weighted Sum. Η συγκεκριμένη μέθοδος χρησιμοποιείται ευρέως για τον υπολογισμό των τελικών τιμών ταξινόμησης σε προβλήματα πολυκριτηριακής ανάλυσης. Η μαθηματική διατύπωση της μεθόδου περιγράφεται από την εξίσωση (1) (Fishburn, 1967; Triantaphyllou, 2000).

$$A_i^{\text{WSM-score}} = \sum_{j=1}^n w_j a_{ij}, \text{ for } i = 1, 2, 3, \dots, m. \quad (1)$$

Όπου

m = εναλλακτικές λύσεις

n = συνολικός αριθμός κριτηρίων

w_j = σχετικό βάρος της σπουδαιότητας του κριτηρίου C_j

a_{ij} =η τιμή απόδοσης του εναλλακτικού A_i όταν αξιολογείται βάσει του κριτηρίου C_j

A_i = Δείκτης καταλληλότητας περιοχής i

$$A_i^{\text{WSM-score}} = A_i$$

Σαν τελικό αποτέλεσμα έχουμε τον τελικό χάρτη χωροθέτησης , στον οποίο απεικονίζεται η ταξινόμηση των κριτηρίων καταλληλότητας σύμφωνα με τα βάρη που τους δόθηκαν.

4.2.1 ΚΡΙΤΗΡΙΑ ΑΠΟΚΛΕΙΣΜΟΥ/ΚΑΤΑΛΛΗΛΟΤΗΤΑΣ

Σύμφωνα με τον kontos et al., (2005) τα κριτήρια χωροθέτησης ανεπιθύμητων εγκαταστάσεων μπορούν να ομαδοποιηθούν σε τέσσερις κατηγορίες. Αυτές περιλαμβάνουν τα υδρογεωλογικά, περιβαλλοντικά, κοινωνικά και τεχνικοοικονομικά κριτήρια.

Υδρογεωλογικά

Στην κατηγορία αυτή ανήκουν τα υπόγεια ύδατα και οι γεωλογικοί σχηματισμοί.

Υπόγεια ύδατα-γεωλογικοί σχηματισμοί : Η εγκατάσταση ΤΥ θα πρέπει να λαμβάνει υπόψη την ύπαρξη υπογείων υδάτων και τη διαπερατότητα του υπεδάφους για να προλαμβάνει τη ρύπανση αυτών. Περιοχές με υπόγεια ύδατα θα πρέπει να αποφεύγονται. Εδάφη με διαπερατότητα $K > 10^{-5}$ m/s όπως είναι τα καρστικά και αμμώδη εδάφη κρίνονται εντελώς ακατάλληλα, ενώ αντίθετα τα αργιλώδη εδάφη με συντελεστή διαπερατότητας $K < 10^{-7}$ m/s θεωρούνται τα πλέον κατάλληλα (Kontos et al., 2005).

Περιβαλλοντικά

Στην κατηγορία αυτή ανήκουν το υδρογραφικό δίκτυο, τα καταφύγια άγριας ζωής, και οι χρήσεις γης.

Υδρογραφικό δίκτυο : Σύμφωνα με τις οδηγίες της ΕΕ, θα πρέπει να δημιουργηθεί μια ζώνη ασφάλειας γύρω από τον ΤΥ όσον αφορά τα επιφανειακά ύδατα (λίμνες, ποταμοί, πηγές) για την αποφυγή ενδεχόμενης ρύπανσης λόγω πλημμυρών (Μίμης, 2006; Gemitzi et al., 2007). Η διεθνής πρακτική αναφέρει ότι απαιτείται ελάχιστη απόσταση 500 μ από οποιαδήποτε παρουσία επιφανειακού νερού (Kontos et al., 2005).

Καταφύγια άγριας ζωής : Το κριτήριο αυτό είναι σημαντικό λόγω της πιθανής ρύπανσης ή υποβάθμισης ευαίσθητων οικοσυστημάτων. Σύμφωνα με την ελληνική νομοθεσία (Ν. 3937/2011 για τη διατήρηση της βιοποικιλότητας), ως καταφύγια άγριας ζωής χαρακτηρίζονται φυσικές περιοχές (χερσαίες, υγροτοπικές ή θαλάσσιες) που έχουν ιδιαίτερη σημασία ως σημαντικοί τόποι ανάπτυξης της άγριας χλωρίδας ή ως βιοτόπων αναπαραγωγής, διατροφής, διαβίωσης ειδών της άγριας πανίδας. Μέσα στα καταφύγια άγριας ζωής απαγορεύεται η καταστροφή ζώνης με φυσική βλάστηση με κάθε τρόπο, η καταστροφή των φυτοφρακτών, η αμμοληψία, η αποστράγγιση, η επιχωμάτωση και αποξήρανση των εδαφών, η ρύπανση των υδατικών συστημάτων, η διάθεση ή απόρριψη αποβλήτων και η υπαγωγή έκτασης του καταφυγίου σε πολεοδομικό ή ρυμοτομικό σχεδιασμό. Όπως γίνεται αντιληπτό η περιοχή γύρω από τα καταφύγια άγριας ζωής κρίνεται ακατάλληλη για χωροθέτηση σε ακτίνα 500 μ. .

Χρήσεις γης : Όπως προαναφέρθηκε, για την χωροθέτηση ΤΥ προτιμούνται οι ανοικτές γεωργικές εκτάσεις (Μίμης, 2006). Επίσης σύμφωνα με τον Kontos et al., (2005), η μη καλλιεργούμενη γη και τα βοσκοτόπια αποτελούν τις καταλληλότερες περιοχές για χωροθέτηση ανεπιθύμητων εγκαταστάσεων. Στην περιοχή μελέτης, οι χρήσεις γης που συναντούμε είναι:

- Ασυνεχής αστικός ιστός (1.1.2)
- Βιομηχανικές και εμπορικές ζώνες (1.2.1)

- Οδικά και σιδηροδρομικά δίκτυα (1.2.2)
- Αεροδρόμια (1.2.4)
- Χώροι εξορύξεως ορυκτών (1.3.1)
- Μη αρδευόμενη αρόσιμη γη (2.1.1)
- Μόνιμα αρδευόμενη γη (2.1.2)
- Ορυζώνες (2.1.3)
- Οπωροφόρα δέντρα και φυτείες με σαρκώδεις καρπούς (2.2.2)
- Λιβάδια (2.3.1)
- Σύνθετες καλλιέργειες (2.4.2)
- Γη που χρησιμοποιείται κυρίως για γεωργία μαζί με σημαντικά τμήματα φυσικής βλάστησης (2.4.3)
- Φυσικοί βοσκότοποι (3.2.1)
- Σκληροφυλλική βλάστηση (3.2.3)
- Υδατορεύματα (5.1.1)

Σύμφωνα λοιπόν με τα παραπάνω οι περιοχές με κωδικούς 2.1.1, 2.4.3 και 3.2.1 είναι οι καταλληλότερες περιοχές για χωροθέτηση ΤΥ.

Πρώτο επίπεδο	Δεύτερο επίπεδο	Τρίτο επίπεδο
1. Τεχνητές επιφάνειες	1.1 Αστικός ιστός	1.1.1 Συνεχής αστικός ιστός 1.1.2 Ασυνεχής αστικός ιστός
	1.2 Βιομηχανικές-εμπορικές ζώνες και δίκτυα μεταφορών	1.2.1 Βιομηχανικές και εμπορικές ζώνες 1.2.2 Οδικά και σιδηροδρομικά δίκτυα 1.2.3 Ζώνες λιμένων 1.2.4 Αεροδρόμια
	1.3 Ορυχεία, χώροι απορρίψεως απορριμμάτων και χώροι οικοδόμησης	1.3.1 Χώροι εξορύξεως ορυκτών 1.3.2 Χώροι απορρίψεως απορριμμάτων 1.3.3 Χώροι οικοδόμησης
	1.4 Τεχνητές μη γεωργικές ζώνες πρασίνου	1.4.1 Περιοχές αστικού πρασίνου 1.4.2 Εγκαταστάσεις αθλητισμού και αναψυχής
2. Γεωργικές περιοχές	2.1 Αρόσημη γη	2.1.1 Μη αρδευόμενη αρόσημη γη 2.1.2 Μόνιμη αρδευόμενη γη 2.1.3 Ορυζώνες
	2.2 Μόνιμες καλλιέργειες	2.2.1 Αμπελώνες 2.2.2 Οπωροφόρα δένδρα και φυτείες με σαρκώδεις καρπούς 2.2.3 Ελαιώνες
	2.3 Λιβάδια	2.3.1 Λιβάδια
	2.4 Ετερογενείς γεωργικές περιοχές	2.4.1 Ετήσιες καλλιέργειες που σχετίζονται με μόνιμες καλλιέργειες 2.4.2 Συνθετές καλλιέργειες 2.4.3 Γη που χρησιμοποιείται κυρίως για γεωργία μαζί με σημαντικά τμήματα φυσικής βλάστησης 2.4.4 Γεωργο-αστικές περιοχές
3. Δάση και ημι-φυσικές περιοχές	3.1 Δάση	3.1.1 Δάσος πλατύφυλλων 3.1.2 Δάσος κωνοφόρων 3.1.3 Μικτό δάσος
	3.2 Συνδυασμοί θαμνώδους ή/και ποώδους βλάστησης	3.2.1 Φυσικοί βοσκότοποι 3.2.2 Θάμνοι και χερσότοποι 3.2.3 Σκληροφυλλική βλάστηση 3.2.4 Μεταβατικές δασώδεις και θαμνώδεις εκτάσεις
	3.3 Ανοικτοί χώροι με λίγη ή καθόλου βλάστηση	3.3.1 Παραλίες, αμμόλοφοι, Αμμουδιές 3.3.2 Απογυμνωμένοι βράχοι 3.3.3 Εκτάσεις με αραιή βλάστηση 3.3.4 Αποτεφρωμένες εκτάσεις 3.3.5 Παγετώνες και αέριο χιόνι
4. Υγρότοποι	4.1 Υγρότοποι ενδοχώρας	4.1.1 Βάλτοι στην ενδοχώρα 4.1.2 Τυφώνες
	4.2 Παραθαλάσσιοι υγρότοποι	4.2.1 Παραθαλάσσιοι βάλτοι 4.2.2 Αλυκές 4.2.3 Ζώνες που καλύπτονται από παλιρροιακά ύδατα
5. Υδάτινες επιφάνειες	5.1 Χερσαία ύδατα	5.1.1 Υδατορρέυματα 5.1.2 Επιφάνειες στάσιμου ύδατος
	5.2 Θαλάσσια ύδατα	5.2.1 Παράκτιες λιμνοθάλασσες 5.2.2 Εκβολές ποταμών 5.2.3 Θάλασσες και ωκεανοί

Πίνακας 3.Ελληνική ονοματολογία CORINE LAND COVER 2000 (Ιδία επεξεργασία)

Κοινωνικά

Στην κατηγορία αυτή ανήκουν οι οικισμοί και το οδικό δίκτυο.

Οικισμοί : Η δημιουργία ενός ΤΥ αποτελεί μια σύγχρονη, επωφελή για το κοινωνικό σύνολο εγκατάσταση, που όμως επειδή δέχεται υγρά απόβλητα χαρακτηρίζεται ως ανεπιθύμητος χώρος (Μητρόπουλος, 2007). Γι αυτό οι οικισμοί για αισθητικούς λόγους θα πρέπει να απέχουν τουλάχιστον 250 μ. από τέτοιου είδους εγκαταστάσεις (Μίμης, 2006). Ο kontos et al., (2005), αναφέρει ότι η δημιουργία εγκαταστάσεων ΧΥΤΑ, θα πρέπει να απέχει από αστικά κέντρα τουλάχιστον 500 μ. Οι ΤΥ αποτελούν μια ήπια μορφή επεξεργασίας αστικών λυμμάτων (υγρών αποβλήτων) και φιλική προς το περιβάλλον "εγκατάσταση", σε αντίθεση με τις οχληρές εγκαταστάσεις των ΧΥΤΑ. Αυτό δικαιολογεί και το συγκεκριμένο όριο απόστασης που τέθηκε για τους οικισμούς (250 μ.).

Οδικό δίκτυο : Το συγκεκριμένο κριτήριο χρήζει ίδιας αντιμετώπισης με το κριτήριο "Οικισμοί", δεδομένου ότι οι περιορισμοί που τίθενται, είναι καθαρά για αισθητικούς λόγους. Η ελάχιστη απόσταση δίνεται στα 250 μ. Η Gemitzi et al., (2007) αναφέρει ότι για χωροθέτηση ΧΥΤΑ η ελάχιστη απόσταση δίνεται στα 500 μ. , ενώ σύμφωνα με τον Zeinhom El Alfy et al., (2010) οι διεθνείς κατευθυντήριες γραμμές για χωροθέτηση ΧΥΤΑ πάντα, προϋποθέτουν ελάχιστη απόσταση τα 1000 μ. . Το όριο αυτό εκτός των άλλων συμβάλει στην μείωση της ρύπανσης που προκαλείται ήδη από την οδική κυκλοφορία.

Τεχνικοοικονομικά

Στην κατηγορία αυτή ανήκουν το υψόμετρο και η κλίση εδάφους.

Υψόμετρο : Ο λόγος που επιλέχθηκε το συγκεκριμένο κριτήριο είναι γιατί προτείνεται, η εγκατάσταση ενός ΤΥ να βρίσκεται σε χαμηλότερο υψόμετρο από αυτό της εξόδου του εσωτερικού δικτύου του εκάστοτε οικισμού. Με αυτό τον τρόπο εξασφαλίζεται η κίνηση του φορτίου με την βαρύτητα, χωρίς άλλες χωματουργικές εργασίες. Για το λόγο αυτό και λαμβάνοντας υπόψη το υψόμετρο (DEM) της περιοχής του Δήμου Κιλελέρ, επιλέχθηκε το ανώτατο όριο των 190 μ. (Λαπαβίτσας, 2015).

Κλίση εδάφους : Η μορφολογία του εδάφους αποτελεί έναν από τους βασικότερους παράγοντες για την κατασκευή εγκαταστάσεων επεξεργασίας αποβλήτων (Kontos et al., 2005). Στη συγκεκριμένη μεθοδολογία η μορφολογία της γης αξιολογήθηκε με την διαβάθμιση της κλίσης, η οποία εκφράστηκε σε ποσοστά %. Όπως προαναφέρθηκε στο δεύτερο κεφάλαιο, είναι απαραίτητο η επιφάνεια του εδάφους να είναι από επίπεδη έως ελαφρώς κεκλιμένη. Θεωρήθηκαν λοιπόν κατάλληλες οι περιοχές με κλίση <5% (Λαπαβίτσας, 2015).

4.2.2 ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑ

Σε αυτό το σημείο θα παρουσιαστεί το κάθε κριτήριο που προαναφέρθηκε με τους αντίστοιχους θεματικούς χάρτες (buffer zone) και χάρτες ταξινόμησης (reclassify).

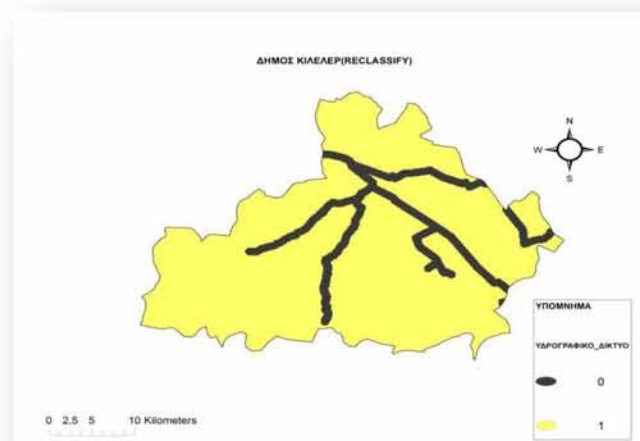
Κριτήριο 1: Υδρογραφικό δίκτυο.

Η εικόνα 5 απεικονίζει το υδρογραφικό δίκτυο του Δήμου Κιλελέρ. Όπως διαπιστώνεται δεν είναι ιδιαίτερα πλούσιο και αυτό βοηθάει στη χωροθέτηση αφού είναι λίγες οι περιοχές που θα αποκλειστούν.

Ορίζεται ως ελάχιστη απόσταση του ΤΥ από το υδρογραφικό δίκτυο τα 500 μ. Παρατίθεται το υδρογραφικό δίκτυο του Δήμου Κιλελέρ πριν (Χάρτης 1) και μετά το buffer zone (Χάρτης 2), καθώς επίσης ο χάρτης ταξινόμησης όπου 0= ακατάλληλη περιοχή και 1=κατάλληλη περιοχή (Χάρτης 3).



Χάρτης 1.Υδρογραφικό δίκτυο Δ.Κιλελέρ

Χάρτης 2 Υδρογραφικό δίκτυο Δ.Κιλελέρ-Ζώνη αποκλεισμού
(Buffer zone)

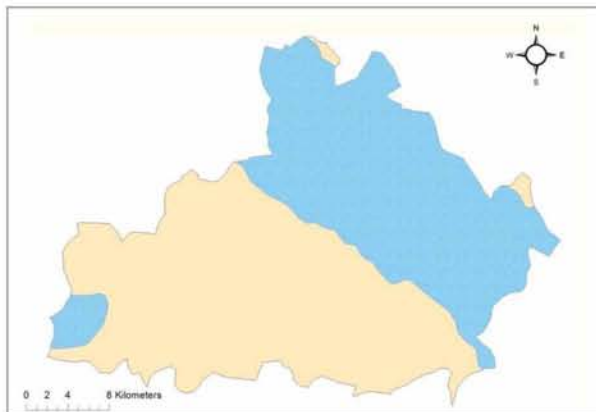
Χάρτης 3.Υδρογραφικό δίκτυο Δ.Κιλελέρ-Χάρτης ταξινόμησης

Κριτήριο 2:Υπόγεια νερά

Η εικόνα 8 απεικονίζει τα υπόγεια ύδατα του Δ.Κιλελέρ. Η μισή και πλέον έκταση διαθέτει υπόγεια ύδατα με αποτέλεσμα να κρίνεται απαραίτητο οι περιοχές αυτές να αποκλειστούν.

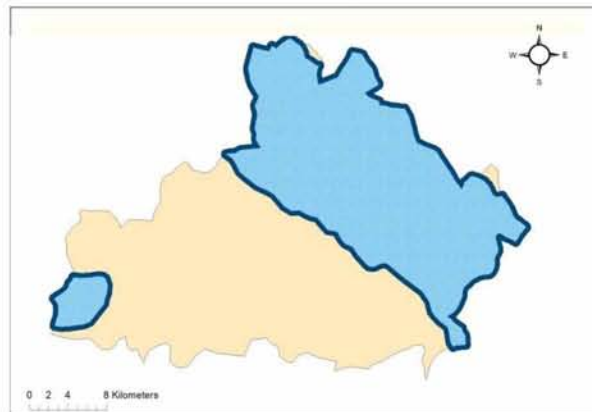
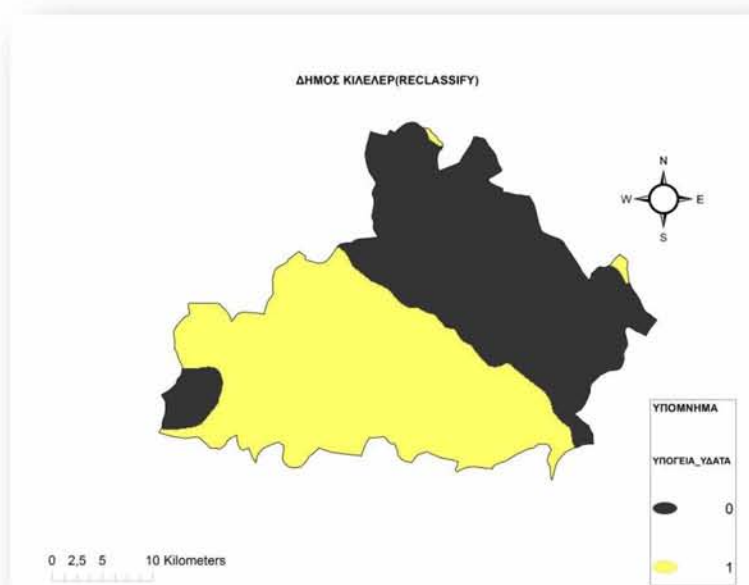
Ορίζεται ως ελάχιστη απόσταση του ΤΥ από τα υπόγεια νερά τα 500 μ. Παρατίθεται ο χάρτης των υπογείων υδάτων του Δήμου Κιλελέρ πριν (Χάρτης 4) και μετά το buffer zone (Χάρτης 5), καθώς επίσης ο χάρτης ταξινόμησης όπου 0= ακατάλληλη περιοχή και 1=κατάλληλη περιοχή (Χάρτης 6).

ΥΠΟΓΕΙΑ ΥΔΑΤΑ ΔΗΜΟΥ ΚΙΛΕΛΕΡ



Χάρτης 4.Υπόγεια ύδατα Δ.Κιλελέρ

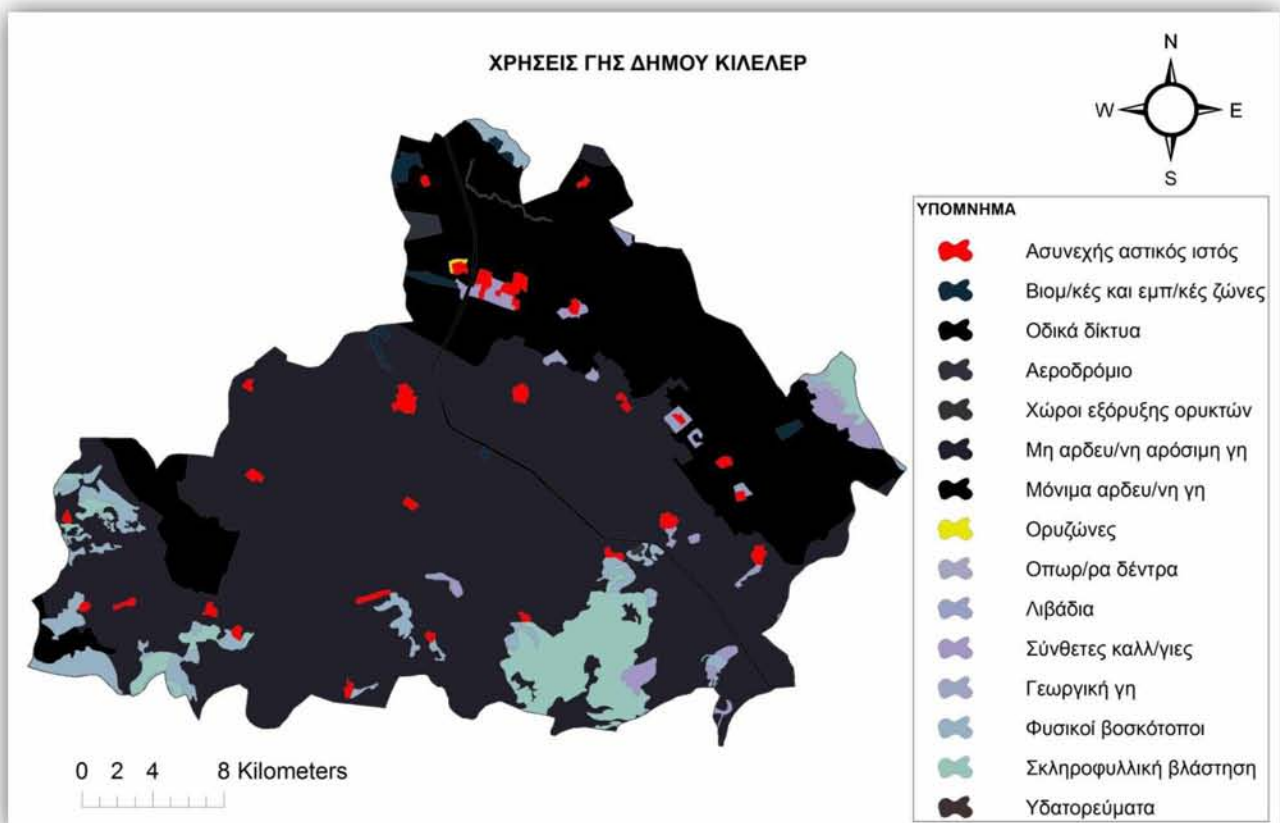
ΥΠΟΓΕΙΑ ΥΔΑΤΑ ΔΗΜΟΥ ΚΙΛΕΛΕΡ(BUFFER ZONE)

Χάρτης 5.Υπόγεια ύδατα Δ.Κιλελέρ-Ζώνη αποκλεισμού
(Buffer zone)

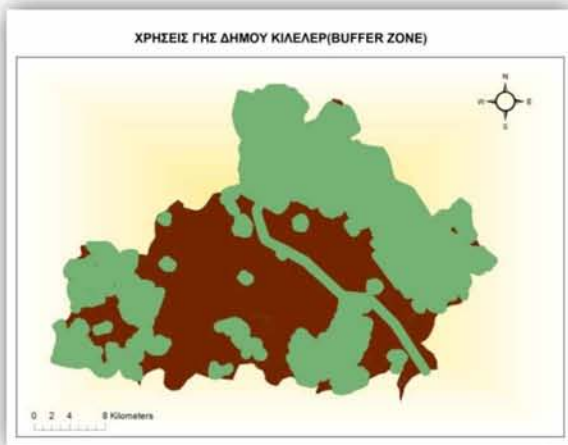
Χάρτης 6.Υπόγεια νερά Δ.Κιλελέρ-Χάρτης ταξινόμησης

Κριτήριο 3: Χρήσεις γης

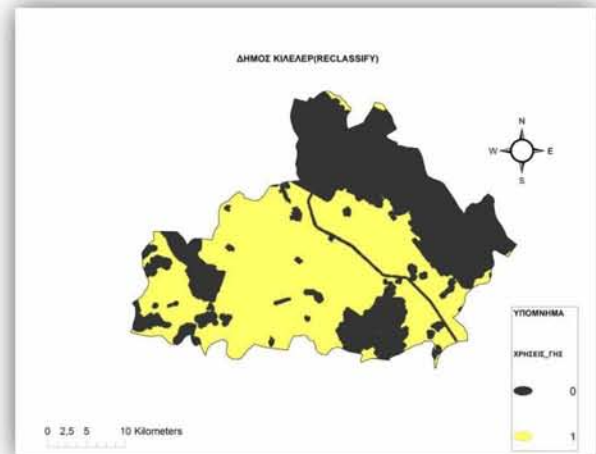
Οι επιθυμητές περιοχές για εγκατάσταση ΤΥ είναι τα βοσκοτόπια/γεωργική γη με σημαντικά τμήματα φυσικής βλάστησης και η μη αρδευόμενη αρόσιμη γη. Στον χάρτη 7 απεικονίζονται οι χρήσεις γης του Δ.Κιλελέρ και στον χάρτη 8 η ζώνη αποκλεισμού, καθώς επίσης ο χάρτης ταξινόμησης όπου 0= ακατάλληλη περιοχή και 1=κατάλληλη περιοχή (χάρτης 9).



Χάρτης 7.Χρήσεις γης Δ.Κιλελέρ



Χάρτης 8.Χρήσεις γης Δ.Κιλελέρ-Ζώνη αποκλεισμού (Buffer zone)



Χάρτης 9.Χρήσεις γης Δ.Κιλελέρ-Χάρτης ταξινόμησης

Κριτήριο 4: Καταφύγια άγριας ζωής

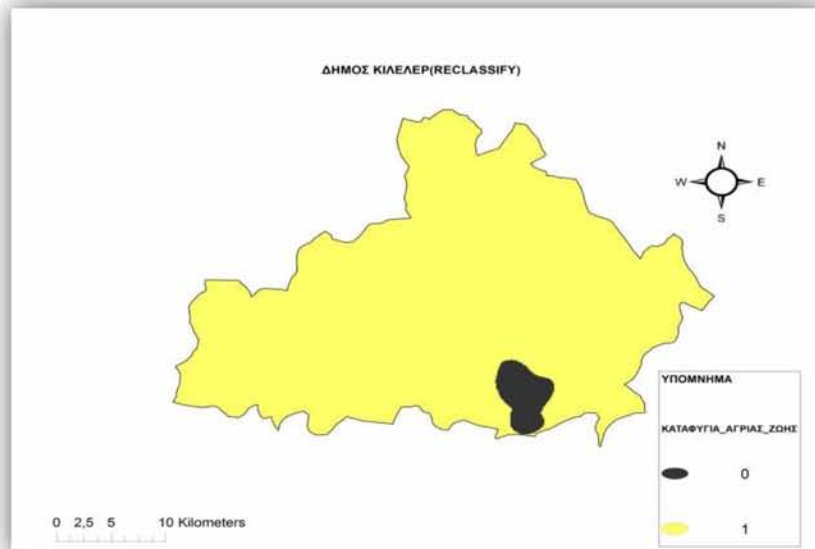
Οι προστατευόμενες περιοχές του Δ.Κιλελέρ πριν (Χάρτης 10) και μετά την ζώνη αποκλεισμού (Χάρτης 11) , καθώς επίσης ο χάρτης ταξινόμησης όπου 0= ακατάλληλη περιοχή και 1=κατάλληλη περιοχή (χάρτης 12).



Χάρτης 10.Καταφύγια άγριας ζωής Δ.Κιλελέρ



Χάρτης 11.Καταφύγια άγριας ζωής Δ.Κιλελέρ-Ζώνη αποκλεισμού (Buffer zone)



Χάρτης 12.Καταφύγια άγριας ζωής Δ.Κιλελέρ-Χάρτης ταξινόμησης

Κριτήριο 5: Οδικό δίκτυο

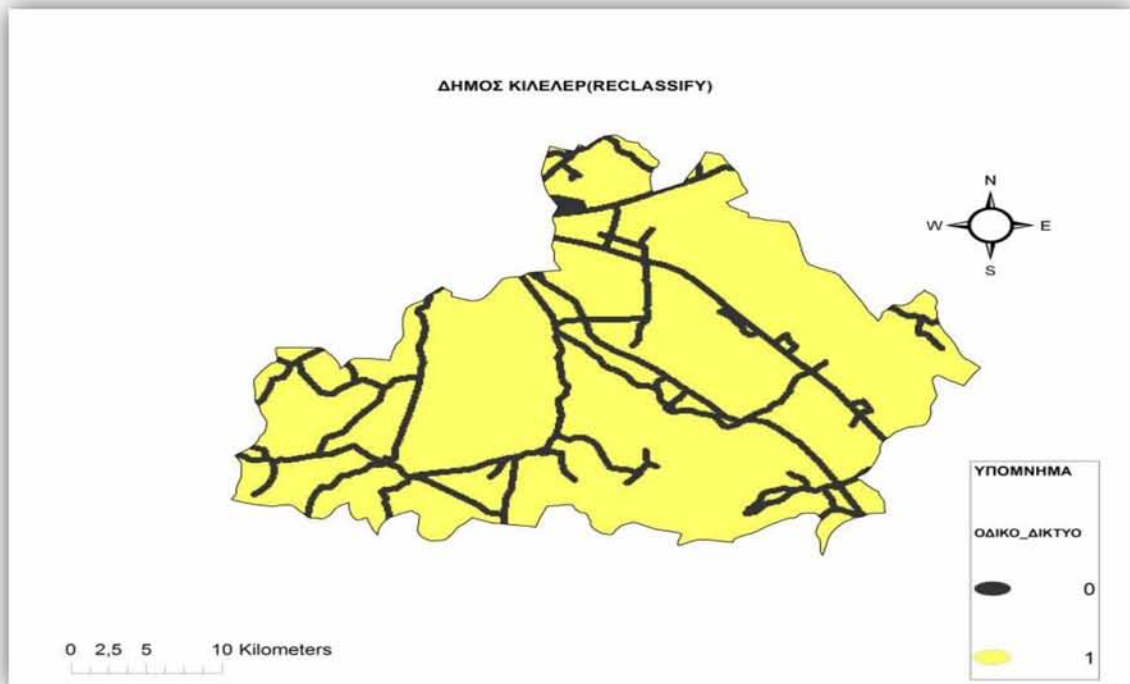
Ορίζεται ως ελάχιστη απόσταση του ΤΥ από το οδικό δίκτυο του Δ.Κιλελέρ τα 250 μ.. Παρατίθεται το οδικό δίκτυο πριν (χάρτης 13) και μετά τη ζώνη αποκλεισμού (χάρτης 14), καθώς επίσης ο χάρτης ταξινόμησης όπου 0= ακατάλληλη περιοχή και 1=κατάλληλη περιοχή (χάρτης 15).



Χάρτης 13.Οδικό δίκτυο Δ.Κιλελέρ



Χάρτης 14.Οδικό δίκτυο Δ.Κιλελέρ-Ζώνη αποκλεισμού (Buffer zone)



Χάρτης 15.Οδικό δίκτυο Δ.Κιλελερ-Χάρτης ταξινόμησης

Κριτήριο 6: Οικισμοί

Ορίζεται ως ελάχιστη απόσταση του ΤΥ από τους οικισμούς του Δ.Κιλελέρ τα 250 μ.. Στον χάρτη 16 παρουσιάζονται οι οικισμοί, στον χάρτη 17 παρουσιάζονται τα buffer zones, και τέλος ο χάρτης ταξινόμησης όπου 0= ακατάλληλη περιοχή και 1=κατάλληλη περιοχή στον χάρτη 18.



Χάρτης 16.Οικισμοί Δ.Κιλελέρ



Χάρτης 17.Οικισμοί Δ.Κιλελέρ-Ζώνη αποκλεισμού



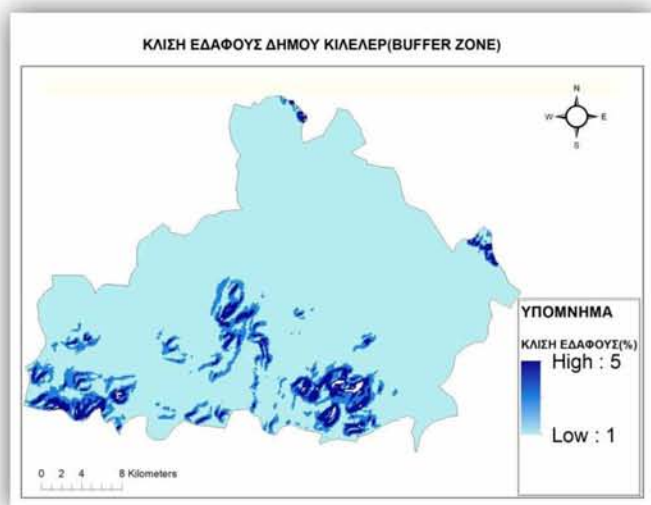
Χάρτης 18. Οικισμοί Δ.Κιλελέρ-Χάρτης ταξινόμησης

Κριτήριο 7: Κλίση εδάφους

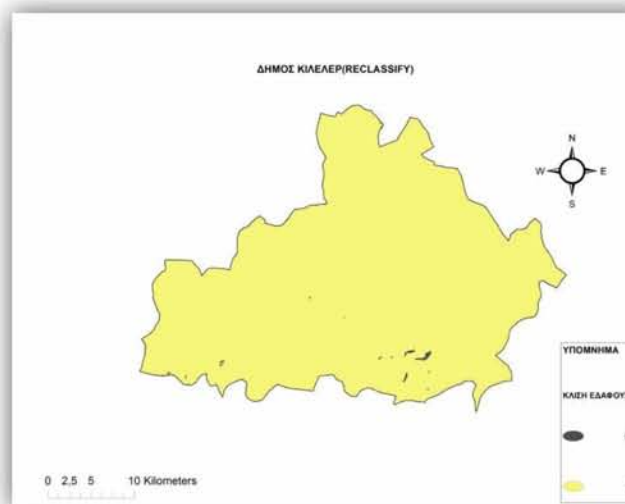
Παρουσιάζεται η κλίση εδάφους της περιοχής (χάρτης 19) καθώς και οι περιοχές που ενδείκνυνται με κλίση $<5\%$ (χάρτης 20) και τέλος ο χάρτης ταξινόμησης (χάρτης 21). Όπως γίνεται αντιληπτό δεν υπάρχουν μεγάλες κλίσεις αφού ο Δ.Κιλελέρ βρίσκεται στην καρδιά του Θεσσαλικού κάμπου, με αποτέλεσμα η μεγαλύτερη κλίση που συναντάμε να είναι στο 8%.



Χάρτης 19. Κλίση εδάφους Δ.Κιλελέρ



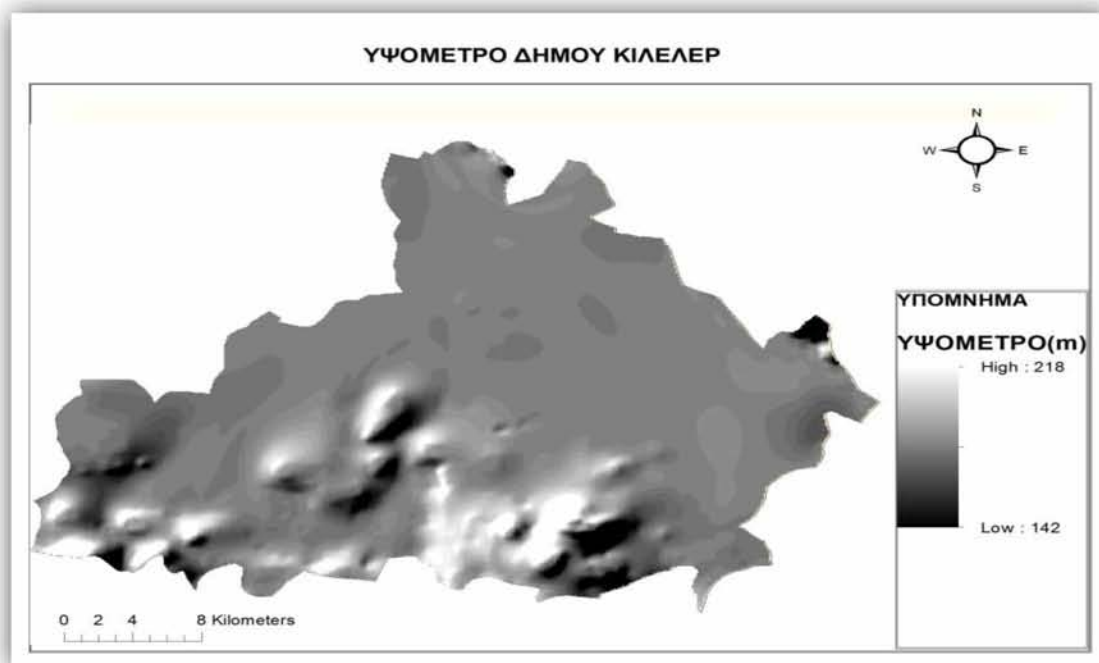
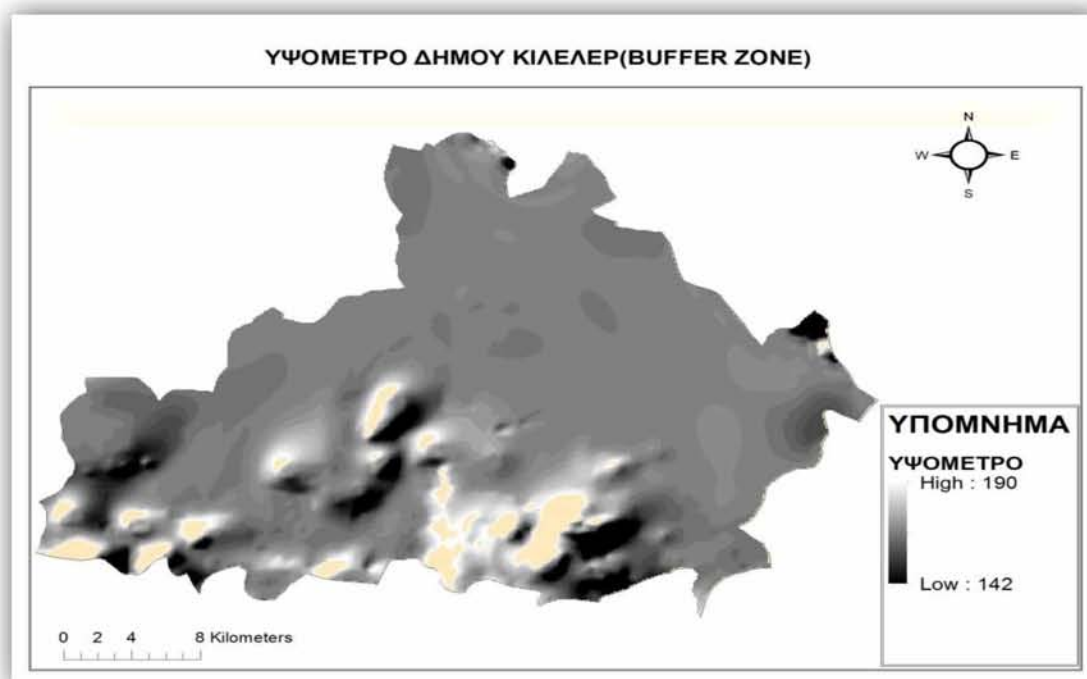
Χάρτης 20.Κλίση εδάφους Δ.Κιλελέρ-Ζώνη αποκλεισμού (Buffer zone)

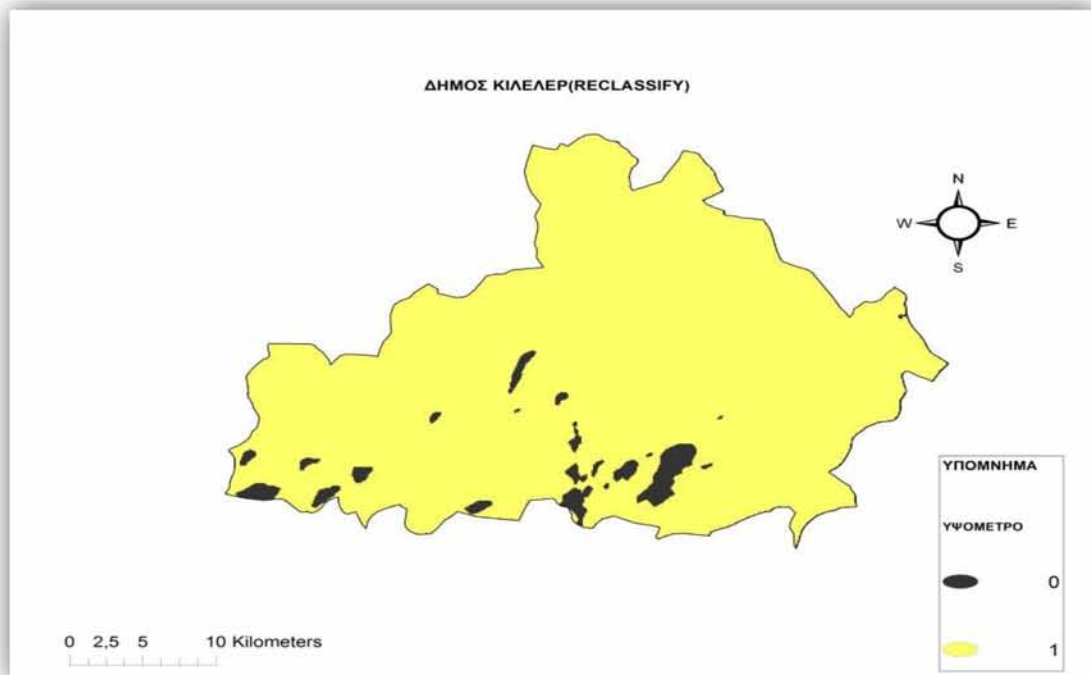


Χάρτης 21.Κλίση εδάφους Δ.Κιλελέρ -Χάρτης ταξινόμησης

Κριτήριο 8: Υψόμετρο

Παρουσιάζεται ο χάρτης με το υψόμετρο της περιοχής του Δ.Κιλελέρ στον χάρτη 22 και οι αποδεκτές περιοχές με υψόμετρο <190 μ. στον χάρτη 23. Το συγκεκριμένο όριο προέκυψε από τον υπολογισμό του μ.ο. του υψομέτρου των οικισμών. Τέλος παρουσιάζεται και ο χάρτης ταξινόμησης (χάρτης 24).

*Χάρτης 22.Υψόμετρο Δ.Κιλελέρ**Χάρτης 23.Υψόμετρο Δ.Κιλελέρ-Ζώνη αποκλεισμού (Buffer zone)*



Χάρτης 24.Υψόμετρο Δ.Κιλελέρ-Χάρτης ταξινόμησης

Κριτήριο 9: Γεωλογικοί σχηματισμοί

Οι γεωλογικοί σχηματισμοί αποτελούν ιδιαίτερα σημαντικό κριτήριο για την αξιοπιστία κάθε μελέτης χωροθέτησης οχληρών εγκαταστάσεων, αφού με τη σωστή διερεύνηση ελαχιστοποιείται ο κίνδυνος περιβαλλοντικής μόλυνσης.

Η Αποκεντρωμένη Διεύθυνση Περιφέρειας Λάρισας για τις ανάγκες της εργασίας διέθεσε τους απαραίτητους γεωλογικούς χάρτες και στη συνέχεια έγινε η απαραίτητη ψηφιοποίηση και επεξεργασία τους σε περιβάλλον ArcGIS. Εντοπίστηκαν όλοι οι σχηματισμοί του υπεδάφους της περιοχής μελέτης και κατηγοριοποιήθηκαν σύμφωνα με τον παρακάτω πίνακα.

Κατηγορία	Περιγραφή	Συντελεστής
πετρωμάτων/σχηματισμοί		περατότητας $k(m/s)$
Fg	Φλύσχης	$10^{-6}-10^{-8}$
Gn	Γνευσιοσχιστόλιθος	$10^{-6}-10^{-9}$
K6-8K	Καρστικοί ασβεστόλιθοι	$>10^{-5}$
Ks	Παχυστρωματώδεις μικρολατυποπαγείς ασβεστολιθοι	$10^{-2}-10^{-5}$
KsK'	Ασβεστόλιθοι	$10^{-2}-10^{-5}$
KsMr	Καρστικά μάρμαρα	$>10^{-5}$
Lpl3	Μαργαϊκός ψαμμίτης	$10^{-3}-10^{-5}$
M	Λιμναίες αποθέσεις μάργας	$10^{-6}-10^{-9}$
Mr	Σχιστόλιθοι	$10^{-6}-10^{-9}$
O.b.r	Οφιολιθικό λατυποπαγές	$10^{-5}-10^{-8}$
Ol'	Ολισθόλιθος	$10^{-2}-10^{-5}$
Pc?	Ασβεστολιθικά και δολομιτικά τεμάχη	$10^{-2}-10^{-5}$
Pl-pt	Ποταμοχερσαίοι σχηματισμοί, αργιλοαμμώδη υλικά και πηλοί με διάσπαρτες κροκαλολατύπες.	$10^{-8}-10^{-10}$
Pz-Tm-Sch	Μοσχοβίτικοι σχιστόλιθοι	$10^{-6}-10^{-9}$
Sch	Κρυσταλικοί σχιστόλιθοι	$10^{-6}-10^{-9}$
T?	Κρυσταλικοί ασβεστόλιθοι	$10^{-2}-10^{-5}$
Al	Αλουβιακές αποθέσεις, ασύνδετα υλικά από άργιλο	$10^{-8}-10^{-10}$
Dli	Κροκαλοπαγή και χαλίκια	$10-10^{-1}, 10^{-4}-10^{-5}$

Πίνακας 4.Κατηγορίες πετρωμάτων-Συντελεστής περατότητας k (ιδία επεξεργασία)

Η περατότητα αποτελεί φυσική ιδιότητα των γεωλογικών σχηματισμών. Σύμφωνα με τον Σούλιος (1986), ως περατότητα ορίζεται η ιδιότητα των πετρωμάτων και σχηματισμών να επιτρέπουν την κίνηση των υγρών (των ρευστών γενικότερα) δια μέσω αυτών. Μέτρο της περατότητας είναι ο συντελεστής περατότητας k ο οποίος μετριέται σε m/s. Τα πετρώματα διακρίνονται ανάλογα με το συντελεστή περατότητας σε τρεις κατηγορίες:

- *Διαπερατά* με συντελεστή $k \geq 10^{-5}$ m/s
- *Ημιπερατά* με συντελεστή $10^{-5} > k > 10^{-7}$ m/s
- *Αδιεπέρατα* με συντελεστή $k \leq 10^{-7}$ m/s

Αναλυτικά για την περιοχή μελέτης παρατηρούνται τα εξής:

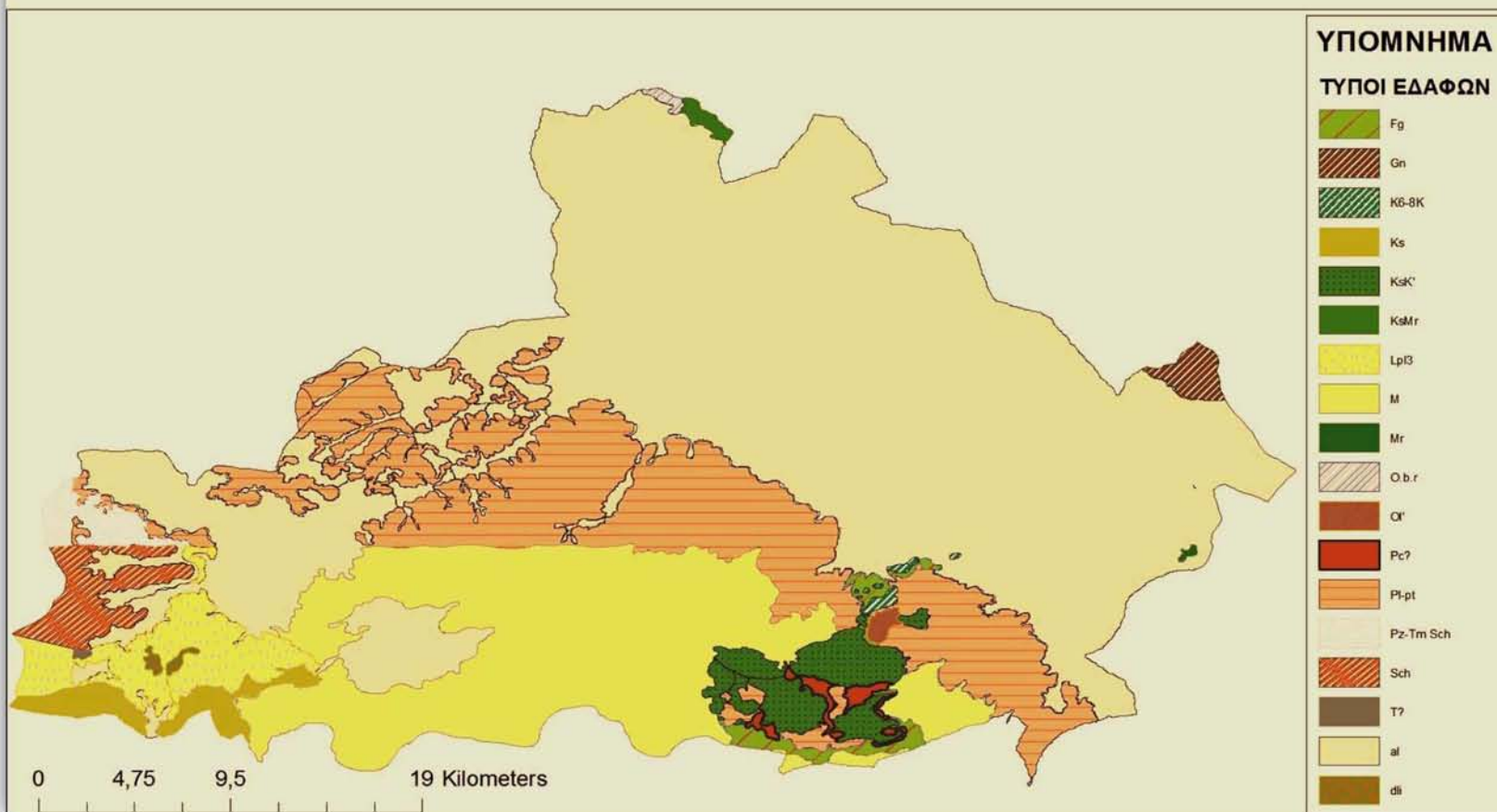
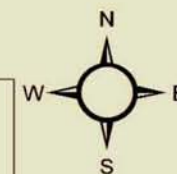
Στο Βόρειο και ΒΑ τμήμα του Δήμου Κιλελέρ απαντώνται αλουβιακές αποθέσεις (al) με συντελεστή περατότητας $k < 10^{-8}$ m/s. Εξάιρεση αποτελεί το Βορειότερο τμήμα στα όρια του Δήμου Αγιάς, όπου υπάρχουν καρστικά μάρμαρα με συντελεστή $k > 10^{-5}$ m/s που κρίνεται ακατάλληλο για χωροθέτηση ΤΥ. Προχωρώντας στο Νότιο τμήμα απαντώνται ποταμοχερσαίοι σχηματισμοί με αργιλοαμμώδη υλικά και πηλούς (pl-pt), λιμναίες αποθέσεις μάργας (M) και αρκετές περιοχές με σχηματισμούς φλύσχη (Fg). Τα συγκεκριμένα πετρώματα έχουν συντελεστή περατότητας $k < 10^{-6}$ m/s, που επιτρέπει τη χωροθέτηση ΤΥ. Στο Νοτιότερο τμήμα στο Δάσος Μαυροβουνίου απαντώνται διάφορα είδη ασβεστόλιθου (KsK), καρστικού ασβεστόλιθου (K6-8K) και ολισθόλιθου (ol'). Τα πετρώματα αυτά έχουν μεγάλο συντελεστή περατότητας, ως εκ τούτου η περιοχή κρίνεται ακατάλληλη. Στη συνέχεια, στο Δυτικό τμήμα κυριαρχούν ο μαργαϊκός ψαμμίτης (Lpl3), ο κρυσταλικός ασβεστόλιθος (T?), κροκαλοπαγή και χαλίκια (dli). Όλα αυτά έχουν επίσης μεγάλο συντελεστή περατότητας με αποτέλεσμα οι περιοχές να κρίνονται ακατάλληλες. Τέλος, στο ΒΔ τμήμα της περιοχής απαντώνται και πάλι αρκετά μεγάλες αποθέσεις με ποταμοχερσαίους σχηματισμούς (Plpt), αναμιγνύόμενοι με αλουβιακές αποθέσεις (al).

Συνοπτικά το μεγαλύτερο τμήμα του Δήμου Κιλελέρ, κρίνεται κατάλληλο για χωροθέτηση καθώς τα πετρώματα του παρουσιάζουν μικρή περατότητα με ελάχιστες εξαιρέσεις.

Πρέπει να σημειωθεί ότι στην παρούσα εργασία εξετάστηκε η καταλληλότητα των περιοχών για χωροθέτηση οχληρών εγκαταστάσεων, λαμβάνοντας υπόψη το είδος των πετρωμάτων και την αντίστοιχη διαπερατότητα τους. Υπάρχουν όμως και άλλες παράμετροι που σχετίζονται με την εδαφολογία, τα κατακρημνίσματα, τον συντελεστή κατείσδυσης κλπ που πρέπει να συνεκτιμηθούν για μια πιο ορθολογική εκτίμηση που θα οδηγήσει σε πιο αξιόπιστα αποτελέσματα.

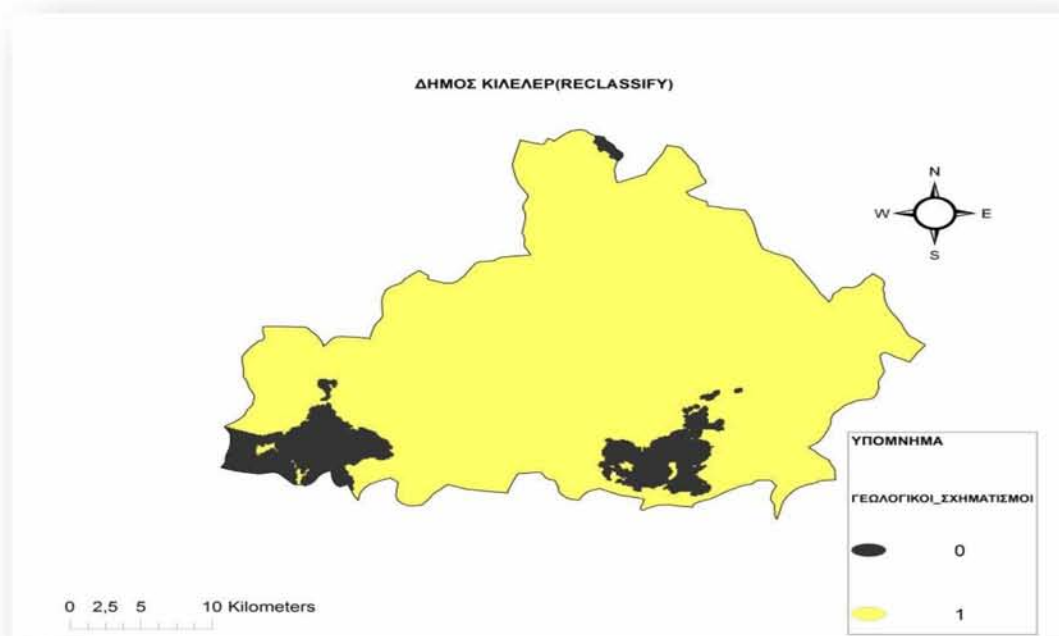
Στον χάρτη 25 απεικονίζεται ο Γεωλογικός Χάρτης του Δήμου Κιλελέρ, ενώ στον χάρτη 26 οι ακατάλληλες περιοχές για χωροθέτηση, και τέλος ο χάρτης ταξινόμησης όπου 0= ακατάλληλη περιοχή και 1=κατάλληλη περιοχή στον χάρτη 27.

ΓΕΩΛΟΓΙΚΟΣ ΧΑΡΤΗΣ ΔΗΜΟΥ ΚΙΛΕΛΕΡ





Χάρτης 26.Γεωλογικοί σχηματισμοί Δ.Κιλελέρ-Ζώνη αποκλεισμού (Buffer zone)



Χάρτης 27.Γεωλογικοί σχηματισμοί Δ.Κιλελέρ-Χάρτης ταξινόμησης

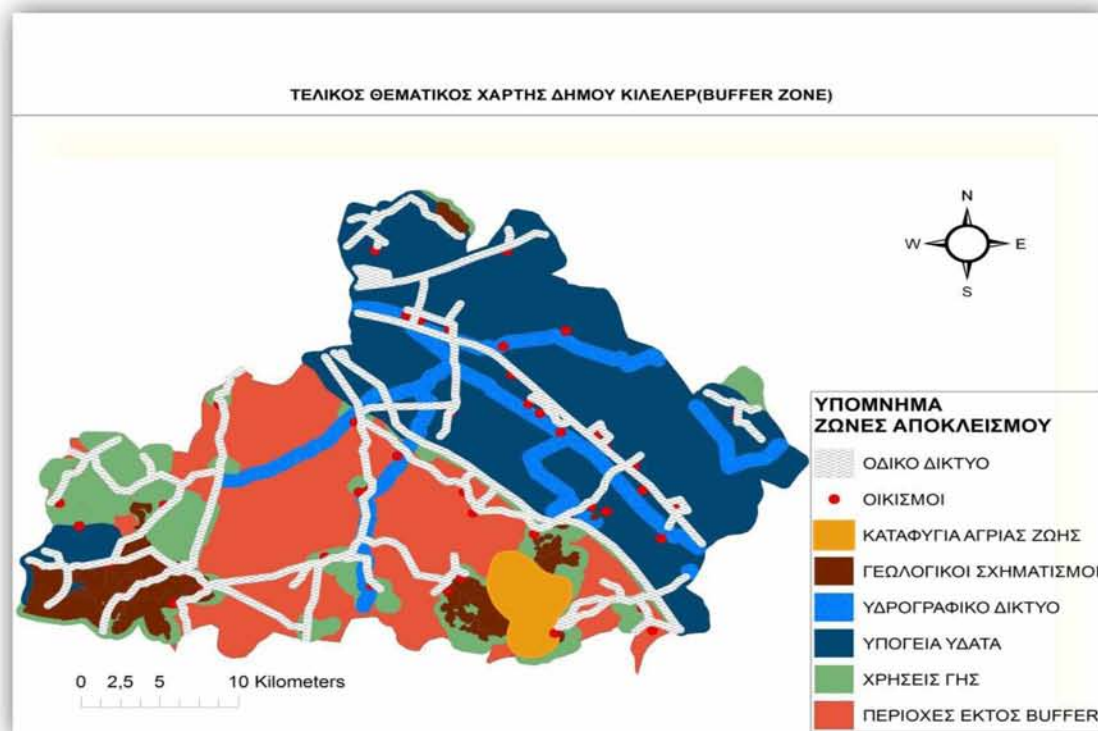
Τέλος απεικονίζεται ο πίνακας των κριτηρίων με τα αντίστοιχα όρια καταλληλότητας.

ΚΡΙΤΗΡΙΑ	ΟΡΙΑ ΚΑΤΑΛΛΗΛΟΤΗΤΑΣ
ΥΔΡΟΓΡΑΦΙΚΟ ΔΙΚΤΥΟ	>500 μ.
ΥΠΟΓΕΙΑ ΝΕΡΑ	>500 μ.
ΧΡΗΣΕΙΣ ΓΗΣ	2.1.1 , 2.4.3 , 3.2 1
ΚΑΤΑΦΥΓΙΑ ΑΓΡΙΑΣ ΖΩΗΣ	>500 μ.
ΟΔΙΚΟ ΔΙΚΤΥΟ	>250 μ.
ΟΙΚΙΣΜΟΙ	>250 μ.
ΚΛΙΣΗ ΕΛΑΦΟΥΣ	<5%
ΥΨΟΜΕΤΡΟ	<190 μ.
ΓΕΩΛΟΓΙΚΟΙ ΣΧΗΜΑΤΙΣΜΟΙ	$K < 10^{-5} \text{ m/s}$

Πίνακας 5.Κριτήρια/όρια καταλληλότητας

4.2.3 ΤΕΛΙΚΟΣ ΕΝΙΑΙΟΣ ΘΕΜΑΤΙΚΟΣ ΧΑΡΤΗΣ-ΕΦΑΡΜΟΓΗ ΤΗΣ ΜΕΘΟΔΟΥ ΤΗΣ ΑΝΑΛΥΤΙΚΗΣ ΙΕΡΑΡΧΙΚΗΣ ΔΙΑΔΙΚΑΣΙΑΣ.

Με την συννένωση των εννιά θεματικών χαρτών, προκύπτει ο ενιαίος τελικός χάρτης (χάρτης 28) όπου απεικονίζονται όλοι οι επιμέρους περιορισμοί.



Χάρτης 28. Τελικός θεματικός χάρτης

Αφού επιλέχθηκαν τα κριτήρια και δόθηκαν τα όρια αποκλεισμού/καταλληλότητας, το επόμενο βήμα περιλαμβάνει τον καθορισμό του βάρους του κάθε κριτηρίου. Για το σκοπό αυτό επιλέχθηκε η ΑHP. Για τον προσδιορισμό της σχετικής σημασίας των κριτηρίων ενός προβλήματος λήψης απόφασης, η ΑHP αποτελεί μια ευρέως αποδεκτή μέθοδο λήψης αποφάσεων. Σ' ένα οποιοδήποτε πρόβλημα πολλαπλών κριτηρίων, η ακριβής εκτίμηση των σχετικών δεδομένων αποτελεί ένα από τα πιο κρίσιμα βήματα. Παρόλο που μπορούμε να βρούμε ποιοτικές πληροφορίες σχετικά με τη σημασία του εκάστοτε κριτηρίου, πολλές φορές είναι δύσκολο να τις ποσοτικοποιήσουμε σωστά. Ο Saaty (1980), προτείνει την μέθοδο ΑHP ως μια αποτελεσματική προσέγγιση για τον υπολογισμό του σχετικού βάρους των κριτηρίων. Η συγκεκριμένη μέθοδος χρησιμοποιεί τη σύγκριση ανα ζεύγη, για να προσδιοριστεί η σχετική σημασία του κάθε κριτηρίου. Με τη σύγκριση των κριτηρίων ανα ζεύγη κάθε φορά και τη χρήση λεκτικής κλίμακας, οι υπεύθυνοι λήψης αποφάσεων μπορούν να ποσοτικοποιήσουν τις απόψεις τους σχετικά με το μέγεθος των κριτηρίων (Kontos et al., 2005).

Όπως προαναφέρθηκε στο τρίτο κεφάλαιο, θα χρησιμοποιηθεί μια κλίμακα οι τιμές της οποίας κυμαίνονται από 1 έως 9 όπως περιγράφεται παρακάτω στον πίνακα 6.

Ένταση Σημαντικότητας	Περιγραφή
1	Ίσης Σημαντικότητας
3	Μέτρια Σημαντικότητα του ενός παράγοντα ως προς του άλλου
5	Ισχυρά Σημαντικός παράγοντας έναντι του άλλου
7	Πολύ Ισχυρά Σημαντικός παράγοντας έναντι του άλλου
9	Εξαιρετικά Σημαντικός παράγοντας έναντι του άλλου
2, 4, 6, 8	Ενδιάμεσες τιμές σε δυο παρακείμενες κρίσεις
Αντίστροφα	Για αντίστροφες αποφάσεις

Πίνακας 6.Κλίμακα σημαντικότητας

Σαν τελικό αποτέλεσμα έχουμε την δημιουργία ενός πίνακα συσχέτισης σημαντικότητας (Pairwise Comparison Matrix) καθώς επίσης στην τελευταία στήλη τα βάρη του κάθε κριτηρίου. Αφού υπολογίστηκε και ο δείκτης συνέπειας CI (Consistency Index) ο οποίος αποτελεί την μέγιστη ιδιοτιμή λ_{max} του πίνακα, υπολογίστηκε και τυχαίος δείκτης συνέπειας RI (Random Consistency Index) σύμφωνα με τον αριθμό κριτηρίων. Ο λόγος συνέπειας CR (Consistency Ratio) είναι $CR=0.07$, γεγονός που κάνει αποδεκτό τον πίνακα και τις τιμές σημαντικότητας που επιλέχθηκαν, αφού σύμφωνα με τον Saaty (1980), το CR πρέπει να είναι $CR<0.1$ για να είναι αποδεκτό.

PCM	ΥΔΡΟΓΡΑΦΙΚΟ ΔΙΚΤΥΟ	ΥΠΟΓΕΙΑ ΝΕΡΑ	ΧΡΗΣΕΙΣ ΓΗΣ(CORINE)	ΚΑΤΑΦΥΓΤΙΑ ΔΙΓΡΙΑΣ ΖΩΗΣ	ΟΔΙΚΟ ΔΙΚΤΥΟ	ΟΙΚΙΣΜΟΙ	ΚΛΙΣΗ ΕΛΛΑΦΟΥΣ	ΥΨΟΜΕΤΡΟ	ΓΕΩΛΟΓΙΚΟΙ ΣΧΗΜΑΤΙΣΜΟΙ	ΒΑΡΗ (WEIGHTS)
ΥΔΡΟΓΡΑΦΙΚΟ ΔΙΚΤΥΟ	1	2	3	5	4	3	5	5	2	0,25
ΥΠΟΓΕΙΑ ΝΕΡΑ	1/2	1	3	5	4	3	5	5	2	0,21
ΧΡΗΣΕΙΣ ΓΗΣ(CORINE)	1/3	1/3	1	3	3	2	3	3	1/3	0,10
ΚΑΤΑΦΥΓΤΙΑ ΔΙΓΡΙΑΣ ΖΩΗΣ	1/5	1/5	1/3	1	1/2	1/3	1/2	1/2	1/5	0,03
ΟΔΙΚΟ ΔΙΚΤΥΟ	1/4	1/4	1/3	2	1	1/2	1/4	1/4	1/5	0,03
ΟΙΚΙΣΜΟΙ	1/3	1/3	1/2	3	2	1	1/3	1/3	1/5	0,05
ΚΛΙΣΗ ΕΛΛΑΦΟΥΣ	1/5	1/5	1/3	2	4	3	1	2	1/4	0,07
ΥΨΟΜΕΤΡΟ	1/5	1/5	1/3	2	4	3	1/2	1	1/4	0,06
ΓΕΩΛΟΓΙΚΟΙ ΣΧΗΜΑΤΙΣΜΟΙ	1/2	1/2	3	5	5	5	4	4	1	0,18

Πίνακας 7.Πίνακας συγκρίσεων ανά ζεύγη (pairwise comparison matrix)

Αριθμός Κριτηρίων (n)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
RI	0	0	0.58	0.9	1.12	1.24	1.32	1.41	1.45	1.49

Πίνακας 8. Δείκτης συνέπειας R

$$CI = 0.113404$$

$$RI = 1.45$$

$$CR = CI/RI = 0.07$$

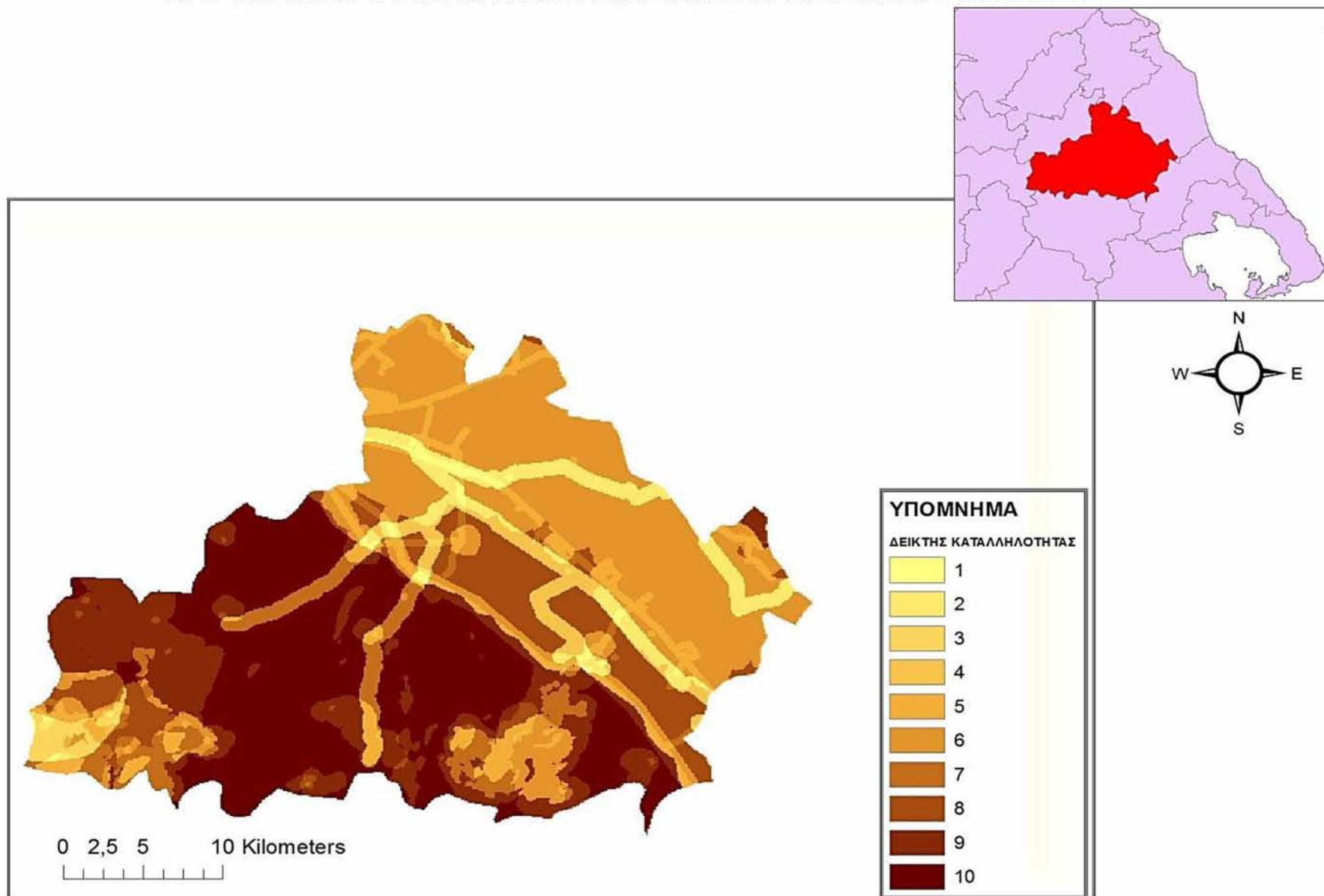
$$CR < 0.1$$

Ο πίνακας PCM συμπληρώθηκε με βάση την ανασκόπηση της σχετικής βιβλιογραφίας (Gemitzi et al., 2007; Kontos et al., 2005). Ωστόσο θα μπορούσε να υπάρχει και διαφορετικός συσχετισμός των κριτηρίων, αφού η διαδικασία λήψης απόφασης σε προβλήματα πολλαπλών κριτηρίων είναι μια υποκειμενική διαδικασία. Η υποκειμενικότητα εξαρτάται από τον εκάστοτε υπεύθυνο λήψης απόφασης και είναι λογικό να υπάρχουν διαφορετικές αντιλήψεις.

4.2.4 ΔΕΙΚΤΗΣ ΚΑΤΑΛΛΗΛΟΤΗΤΑΣ

Στο επόμενο και τελευταίο βήμα έχουμε τον υπολογισμό του Δείκτη Καταλληλότητας (Suitability Index). Αυτό γίνεται με την εφαρμογή της μεθόδου Weighted Sum, μέσω της εξίσωσης 1. Συγκεντρώθηκαν όλα τα κριτήρια (1-9), το καθένα με το σχετικό βάρος του και προέκυψε το αποτέλεσμα που φαίνεται στον παρακάτω χάρτη.

ΧΑΡΤΗΣ ΚΑΤΑΛΛΗΛΟΤΗΤΑΣ ΧΩΡΟΘΕΤΗΣΗΣ ΔΗΜΟΥ ΚΙΛΕΛΕΡ



Όπως φαίνεται στον χάρτη, η καταλληλότητα της περιοχής αυξάνεται καθώς αυξάνεται ο δείκτης καταλληλότητας. Οι περιοχές με δείκτες καταλληλότητας από το 1 έως 5 μπορούν γενικά να θεωρηθούν ακατάλληλες για χωροθέτηση. Οι περιοχές με βαθμολογίες που κυμαίνονται από 9 έως 10 αναμένεται να είναι οι καταλληλότερες για χωροθέτηση Τεχνητού Υγροτόπου.

5.ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Τα τελευταία χρόνια το φυσικό περιβάλλον απειλείται όλο και περισσότερο από τη δημιουργία και συσσώρευση αποβλήτων, η διαχείριση των οποίων προβληματίζει την παγκόσμια κοινότητα. Το ενδιαφέρον όλων των χωρών, σε αυτόν τον τομέα, έχει στραφεί περισσότερο προς τις εναλλακτικές μεθόδους διαχείρισης, όπως τα φυσικά συστήματα επεξεργασίας αποβλήτων, με στόχο την προστασία του περιβάλλοντος και την αειφόρο ανάπτυξη. Τα υγρά απόβλητα συγκεκριμένα αποτελούν μια κατηγορία αποβλήτων που μπορεί να προκαλέσει περιβαλλοντική ρύπανση.

Ο ολοκληρωμένος σχεδιασμός συστημάτων διαχείρισης υγρών αποβλήτων θεωρείται επιτακτική ανάγκη για κάθε κράτος. Χαρακτηριστική είναι η οδηγία 98/15/ΕΕ η οποία υποχρεώνει τα κράτη μέλη της να εκπονήσουν σχέδια διαχείρισης υγρών αποβλήτων με γνώμονα το σεβασμό προς το φυσικό περιβάλλον και την ανθρώπινη υγεία. Στόχος της συγκεκριμένης οδηγίας είναι η προστασία του περιβάλλοντος από τις επιπτώσεις της διάθεσης ανεπεξέργαστων ή ανεπαρκώς επεξεργασμένων αστικών υγρών αποβλήτων. Οι περισσότερες χώρες της Ε.Ε έχουν ήδη εφαρμόσει τη συγκεκριμένη οδηγία, ενώ στην Ελλάδα ο ολοκληρωμένος σχεδιασμός διαχείρισης υγρών αποβλήτων βρίσκεται σε αρχικό στάδιο.

Μια σχετικά νέα τεχνολογία για την επεξεργασία διαφόρων τύπων υγρών αποβλήτων είναι οι τεχνητοί υγρότοποι – ΤΥ (constructed wetlands – CWs). Οι ΤΥ αποτελούν ένα αξιόπιστο φυσικό σύστημα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Το συγκεκριμένο σύστημα πλεονεκτεί έναντι των συμβατικών συστημάτων επεξεργασίας ως προς την απλότητα σχεδιασμού, το μειωμένο κόστος κατασκευής, τη μείωση των εκροών προς το περιβάλλον και την ενσωμάτωσή του στα φυσικά οικοσυστήματα. Τέλος, τα επεξεργασμένα υγρά απόβλητα είναι δυνατόν να επαναχρησιμοποιηθούν για βιομηχανική χρήση και άρδευση γεωργικών εκτάσεων.

Η επιτυχημένη και αποτελεσματική εφαρμογή διαχείρισης υγρών αποβλήτων σε ΤΥ στηρίζεται στην κατάλληλη χωροθέτηση αυτού. Θα πρέπει λοιπόν να εφαρμοστεί μια ολοκληρωμένη διαδικασία λήψης απόφασης χωροθέτησης, καθορίζοντας αρχικά τα κατάλληλα κριτήρια. Ο καθορισμός των κριτηρίων χωροθέτησης για ένα ΤΥ αποτελεί κομβικό σημείο για μια ορθολογική διαχείριση υγρών αποβλήτων, προκειμένου να αποφευχθούν επιβλαβείς συνέπειες στο φυσικό και ανθρωπογενές περιβάλλον, στην

ανθρώπινη υγεία καθώς επίσης στο κοινωνικό-οικονομικό περιβάλλον. Τα κριτήρια χωροθέτησης ενός ΤΥ μπορούν να ομαδοποιηθούν σε τέσσερις κατηγορίες. Αυτές περιλαμβάνουν τα υδρογεωλογικά, περιβαλλοντικά, κοινωνικά και τεχνικοοικονομικά κριτήρια.

Για την επίλυση τέτοιων προβλημάτων με αλληλοσυγκρουόμενα κριτήρια χρησιμοποιείται η Πολυκριτηριακή Ανάλυση (MCA), ενώ παράλληλα η εξέλιξη της τεχνολογίας βοηθάει με τη χρήση Συστημάτων Γεωγραφικών Πληροφοριών (ΣΓΠ). Ο συνδυασμός μοντέλων Πολυκριτηριακής Ανάλυσης και ΣΓΠ οδηγεί στη δημιουργία Συστημάτων Υποστήριξης Λήψης Αποφάσεων (Decision Support System). Τα συστήματα αυτά διευκολύνουν τον υπεύθυνο λήψης απόφασης (Decision Maker) στον εντοπισμό όλων των πιθανών περιοχών, αλλά και των βέλτιστων για χωροθέτηση. Ωστόσο, ο προσδιορισμός της σχετικής βαρύτητας των κριτηρίων εξακολουθεί να είναι μια δύσκολη διαδικασία.

Η εφαρμογή της Πολυκριτηριακής Ανάλυσης και ειδικότερα η μέθοδος της Αναλυτικής Ιεραρχικής Διαδικασίας ιεραρχεί τα πολλαπλά κριτήρια ανάλογα με το σχετικό βάρος τους. Η μέθοδος αυτή στηρίζεται στη σύγκριση των κριτηρίων ανά ζεύγη.

Ειδικότερα, η μεθοδολογία που περιγράφεται στην παρούσα εργασία αποτελεί μια κατάλληλη προσέγγιση για τη χωροθέτηση ΤΥ στην περιοχή του Δήμου Κιλελέρ. Η μεθοδολογία συνδυάζει τις δυνατότητες της Πολυκριτηριακής Ανάλυσης για αξιολόγηση και τα ειδικά εργαλεία του ΣΓΠ (Geographic Information System).

Η MCA χρησιμοποιήθηκε για να δομήσει το πρόβλημα της χωροθέτησης σε τρία επίπεδα, τα οποία είναι, ο στόχος της εργασίας (κατάλληλη περιοχή χωροθέτησης), η εκτίμηση των κριτηρίων και τα χωρικά χαρακτηριστικά. Με τη μέθοδο Weighted Sum υπολογίστηκαν οι δείκτες καταλληλότητας για την χωροθέτηση ΤΥ, ενώ με την μέθοδο AHP προσδιορίστηκαν τα σχετικά βάρη των κριτηρίων. Στο περιβάλλον ArcGIS τοποθετήθηκαν τα χωροταξικά χαρακτηριστικά των κριτηρίων και δημιουργήθηκε ο τελικός χάρτης καταλληλότητας χωροθέτησης.

Η ανάλυση των κριτηρίων αξιολόγησης έγινε σύμφωνα με την Ελληνική Νομοθεσία και τις κοινοτικές οδηγίες, χωρίς να αποκλείει κάποια ευελιξία όσον αφορά στον προσδιορισμό τους. Ανάλογη ευελιξία υπάρχει και στο συσχετισμό των κριτηρίων σε σχέση με τη βαρύτητα τους, καθώς υπόκεινται στην υποκειμενικότητα του εκάστοτε υπεύθυνου λήψης απόφασης.

Για τη χωροθέτηση ενός ΤΥ, θα πρέπει να τονιστεί ότι η παρούσα μεθοδολογία αποτελεί ένα βοήθημα για τους υπεύθυνους λήψης απόφασης, και δεν συνιστά την ίδια την απόφαση. Ένας ολοκληρωμένος σχεδιασμός συστημάτων διαχείρισης υγρών αποβλήτων, βασισμένος στη μεθοδολογία που περιγράφεται στην παρούσα εργασία, μπορεί να αποτελέσει ένα χρήσιμο εργαλείο για την τελική απόφαση χωροθέτησης.

Συμπερασματικά, η διαμόρφωση του τελικού χάρτη καταλληλότητας μπορεί να βοηθήσει τους αρμόδιους φορείς του Δήμου Κιλελέρ στον ορθολογικό σχεδιασμό ενός τέτοιου φυσικού συστήματος. Το όφελος είναι διπλό: αφενός επιλύεται το πρόβλημα διάθεσης των υγρών αποβλήτων της περιοχής και αφετέρου προάγεται η προστασία του περιβάλλοντος και η αειφόρος ανάπτυξη.

ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

ΕΛΛΗΝΙΚΗ

- Αγγελάκης, Α.Ν., Tchobanoglous, G. (1995) Υγρά απόβλητα – Φυσικά Συστήματα Επεξεργασίας και Ανάκτηση, Επαναχρησιμοποίηση και Διάθεση Εκροών. Πανεπιστημιακές Εκδόσεις Κρήτης, Ηράκλειο.
- Αγγελάκης, Α.Ν., Τσαγκαράκης, Κ.Π. (2002) Φυσικά συστήματα επεξεργασίας αστικών υγρών αποβλήτων – Αρχές σχεδιασμού και λειτουργίας. Εθνικό Ίδρυμα Αγροτικής Έρευνας, Ινστιτούτο Ηρακλείου.
- Ακράτος, Χ.Σ. (2006) Βελτιστοποίηση παραμέτρων σχεδιασμού τεχνητών υδροβιότοπων υπόγειας ροής με χρήση πιλοτικών μονάδων. Διδακτορική διατριβή, Εργαστήριο Οικολογικής Μηχανικής και Τεχνολογίας, Τμήμα Μηχανικών Περιβάλλοντος, Πολυτεχνική Σχολή Ξάνθης, Πανεπιστήμιο Θράκης.
- Ακράτος, Χ.Σ., Τσιχριντζής, Β.Α., Γκίκας, Γ.Δ., Κώττη, Ε.Π. (2006) Φυσικά συστήματα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων: εφαρμογές τεχνητών υδροβιότοπων στην Β. Ελλάδα, in: Μονάδες Επεξεργασίας Υγρών Αποβλήτων Μικρής Κλίμακας. Πορταριά, pp. 169–176.
- Βάρκας, Α. (2007) Κατασκευή και λειτουργία συστημάτων τεχνητών υδροβιότοπων κατακόρυφης ροής πιλοτικής κλίμακας για την επεξεργασία αστικών αποβλήτων. Μεταπτυχιακή διατριβή, ΠΜΣ "Περιβαλλοντική και Οικολογική Μηχανική", Τμήμα Περιβάλλοντος, Σχολή Περιβάλλοντος, Πανεπιστήμιο Αιγαίου.
- Γάλλιου, Φ. (2009) Διερεύνηση πλαισίου αξιολόγησης συστημάτων επεξεργασίας λυμάτων μικρής κλίμακας με πολυκριτηριακή ανάλυση αποφάσεων. Μεταπτυχιακή διατριβή, ΠΜΣ "Ειδίκευση Γεωργικής Μηχανικής & Υδατικών Πόρων", Τομέας Εγγείων Βελτιώσεων, Εδαφολογίας & Γεωργικής Μηχανικής, Γεωπονική Σχολή, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης.
- Γκούμας, Μ.Γ. (1995) Λήψη αποφάσεων για τη διαχείριση γεωθερμικών πόρων με τη βοήθεια της Πολυκριτηριακής Ανάλυσης: Εφαρμογές σε προβλήματα του Ελλαδικού χώρου. Διδακτορική διατριβή, Τμήμα Χημικών Μηχανικών, Εθνικό Μετσόβειο Πολυτεχνείο.
- Ιωάννου, Κ.Σ. (2008) Ανάπτυξη συστήματος λήψεως αποφάσεων για την προστασία των δασών και του φυσικού περιβάλλοντος από ανθρωπογενείς κινδύνους. Διδακτορική διατριβή, Εργαστήριο Δασικής Πληροφορικής, Τομέας Σχεδιασμού και Ανάπτυξης Φυσικών Πόρων, Σχολή Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης.
- Καραμούζης, Δ. (2003) Φυσικά Συστήματα Επεξεργασίας Λυμάτων (Τεύχος 1: Τεχνητοί Υγρότοποι). Εκδόσεις Αριστοτέλειου Πανεπιστημίου Θεσσαλονίκης.
- Λαπαβίτσας, Α. (2015) Διαχείριση και επεξεργασία αστικών λυμάτων μικρών οικισμών, με φυσικά συστήματα επεξεργασίας. Δυνατότητες εφαρμογής τεχνητών υδροβιότοπων στο Νομό Ημαθίας. Μεταπτυχιακή διατριβή, Δ.Π.Μ.Σ. "Οικολογική Ποιότητα και Διαχείριση Υδάτων σε επίπεδο Λεκάνης Απορροής" των τμημάτων Βιολογίας, Γεωλογίας και Πολιτικών

Μηχανικών, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης.

- Μητρόπουλος, Π.Α. (2007) Πολυκριτηριακή Ανάλυση στη Λήψη Αποφάσεων για τη Χωροθέτηση Εγκαταστάσεων και την Κατανομή Πόρων. Διδακτορική διατριβή, Τμήμα Διοίκησης Επιχειρήσεων, Πανεπιστήμιο Πατρών.
- Μίμης, Σ. (2006) Φυσικά Συστήματα, Τεχνητοί Υγρότοποι Επεξεργασίας Υγρών Αποβλήτων, Εφαρμογές και Συγκριτικά Αποτελέσματα. Μεταπτυχιακή διατριβή, ΠΜΣ "Γεωργία και Περιβάλλον", Τμήμα Περιβάλλοντος, Σχολή Περιβάλλοντος, Πανεπιστήμιο Αιγαίου.
- Ντεντιδάκης, Μ. (2000) Επεξεργασία λυμάτων σε τεχνητούς υγρότοπους. Μεταπτυχιακή διατριβή, Τομέας Υδραυλικών Έργων, Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών, Δημοκρίτειο Πανεπιστήμιο Θράκης.
- Ντούσκας, Θ.Ν. (2012) Συνεργατική πολυκριτηριακή διαχείριση ασφάλειας Πληροφοριακών Συστημάτων. Διδακτορική διατριβή, Τμήμα Πληροφορικής, Πανεπιστήμιο Πειραιώς.
- Παρισόπουλος, Γ., Παπαδόπουλος, Φ., Σαουντζάκης, Γ., Παπαγιαννοπούλου, Α., Γιαμούρη, Μ. (2005) Σύγχρονες προσεγγίσεις σχεδιασμού τεχνητών υγροτόπων, εφαρμογή σε δύο έργα στις Πρέσπες. Δημερίδα "Διαχείριση υγρών αποβλήτων με αποκεντρωμένα συστήματα επεξεργασίας", Λίμνη Πλαστήρα, Καρδίτσα.
- Προχάσκα, Χ.Α. (2005) Μελέτη της επεξεργασίας αστικών υγρών αποβλήτων με χρήση φυσικών συστημάτων. Διδακτορική διατριβή, Τμήμα Χημείας, Σχολή Θετικών Επιστημών, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης.
- Σούλιος, Γ.Χ. (1986) Γενική Υδρολογία, University Studio Press, Θεσσαλονίκη
- Στεφανάκης, Α.Ι. (2011) Βελτιστοποίηση παραμέτρων σχεδιασμού τεχνητών υγροβιότοπων κατακόρυφης ροής για την επεξεργασία αστικών υγρών αποβλήτων και λάσπης με χρήση πιλοτικών μονάδων. Διδακτορική διατριβή, Εργαστήριο Οικολογικής Μηχανικής και Τεχνολογίας, Τμήμα Μηχανικών Περιβάλλοντος, Πολυτεχνική Σχολή Ξάνθης, Δημοκρίτειο Πανεπιστήμιο Θράκης.
- Τέγου, Ι.Α. (2011) Η Χωρική Διάσταση της Κατανεμημένης Παραγωγής με Ανανεώσιμες Πηγές Ενέργειας σε ένα Αυτόνομο Ενεργειακό Σύστημα (Spatial Modeling of Distributed Generation with Renewable Energy Sources in an Autonomous Electricity Grid). Διδακτορική διατριβή, Τμήμα Περιβάλλοντος, Πανεπιστήμιο Αιγαίου.
- Τέγου, Ι.Α. (2004) Επιλογή βέλτιστου συστήματος διαχείρισης των υγρών αποβλήτων του Δήμου Λουτροπόλεως Θερμής. Μεταπτυχιακή διατριβή, Θεοφράσειο Π.Μ.Σ. "Περιβαλλοντική & Οικολογική Μηχανική", Τμήμα Περιβάλλοντος, Πανεπιστήμιο Αιγαίου.
- Τερζάκης, Σ.Γ. (2009) Σύγκριση της απόδοσης εναλλακτικών μεθόδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Διδακτορική διατριβή, Τμήμα Μηχανικών Περιβάλλοντος, Πολυτεχνείο Κρήτης.
- Τσαλκατίδου Μ. (2010) Μελέτη σχεδιαστικών προσομοιώσεων λιμνών σταθεροποίησης και συνδυασμένης επεξεργασίας λυμάτων με χρήση λιμνών σταθεροποίησης και υγροτόπων. Διδακτορική διατριβή, Τομέας Υδραυλικών Έργων, Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών, Πολυτεχνική Σχολή, Δημοκρίτειο Πανεπιστήμιο Θράκης.

ΕΝΟΤΗΤΕΣ

- Afgan, N.H., Carvalho, M.G. (2002) Multi-criteria assessment of new and renewable energy power plants. *Energy* 27, 739–755.
- Akrotos, C.S., Tsihrintzis, V.A., Pechlivanidis, I., Sylaios, G.K., Jerrentrup, H. (2005) A free water surface constructed wetland for the treatment of agricultural drainage entering Vassova lagoon, Kavala, Greece, in: *Proceedings of the 13th International Symposium on Environmental Pollution and Its Impact on Life in the Mediterranean Region (MESAEP)*. Thessaloniki, Greece.
- Al-Omari, A., Fayyad, M. (2003) Treatment of domestic wastewater by subsurface flow constructed wetlands in Jordan. *Desalination* 155, 27–39.
- Al-Shemmeri, T., Al-Kloub, B., Pearman, A. (1997) Model choice in multicriteria decision aid. *European Journal of Operational Research* 97, 550–560.
- Amann, R., Lemmer, H., M., W. (1998) Monitoring the community structure of wastewater treatment plants: a comparison of old and new techniques. *FEMS Microbiology Ecology* 25, 205–215.
- Anagnostopoulos, K.P., Gratziou, M., Vavatsikos, A.P. (2005) Multicriteria evaluation of alternative wastewater treatment processes at municipality level. *Sustainable Development and Planning II, Vols 1 and 2* 84, 535–544.
- Anastasiadis, M., Zdragas, A., Katsavouni, S., Eskridge, K., Takavakoglou, V., Zalidis, G. (2001) Municipal Wastewater Disinfection Using a Constructed Wetland, in: *4th Management Committee Meeting of Cost Action 837*. Larnaca, Cyprus, p. 4.
- Aras, H., Erdoğan, Ş., Koç, E. (2004) Multi-criteria selection for a wind observation station location using analytic hierarchy process. *Renewable Energy* 29, 1383–1392.
- Aravossis, K., Anagnostopoulos, P., Kungolos, A., Vliamos, S. (2001) A new methodology approach for the technical-economical evaluation of alternative waste disposal methods by use of multicriteria analysis, in: *7th International Conference on Environmental Science and Technology*. pp. 40–51.
- Babatunde, A.O., Zhao, Y.Q., O'Neill, M., O'Sullivan, B. (2008) Constructed wetlands for environmental pollution control: A review of developments, research and practice in Ireland. *Environment International* 34, 116–126.
- Banat, I., Puskas, K., Esen, I., Al-Daher, R. (1990) Wastewater Treatment and Algal Productivity in an Integrated Ponding System. *Biological Wastes* 32, 265–275.
- Barbose, R.A., Sant'anna, J.G.L. (1989) Treatment of Raw Domestic Sewage in an UASB Reactor. *Water Research* 23, 1483–1490.
- Barlett, R.J., James, B.R. (1988) Mobility and bioavailability of Chromium in soils, in: *Nriagu, J.O., Nieboer, E. (Eds.), Chromium in Natural and Human Environment*. John Wiley and Sons Inc., New York, pp. 267–304.

- Beccali, M., Cellura, M., Mistretta, M. (2003) Decision-making in energy planning. Application of the Electre method at regional level for the diffusion of renewable energy technology. *Renewable Energy* 28, 2063–2087.
- Bellehumeur, C., Vasseur, L., Ansseau, C., Marcos, B. (1997) Implementation of a Multicriteria Sewage Sludge Management Model in the Southern Québec Municipality of Lac-Mégantic, Canada. *Journal of Environmental Management* 50, 51–66.
- Bendoricchio, G., Dal Cin, L., Persson, J. (2000) Guidelines for free water surface wetland design. *EcoSys Bd* 8, 51–91.
- Benjamin, O.C. (1985) A linear goal programming model for public-sector project selection. *Journal of Operational Research Society* 36, 13–23.
- Blair, B., Cassel, T., Edelstein, R. (1982) *Geothermal energy: Investment decisions and commercial development*. J. Wiley, New York.
- Bond, A.J., Brooks, D.J. (1997) A Strategic Framework to Determine the Best Practicable Environmental Option (BPEO) for Proposed Transport Schemes. *Journal of Environmental Management* 51, 305–321.
- Brix, H. (1994) Functions of Macrophytes in Constructed Wetlands. *Water Science and Technology* 29, 71–78.
- Brix, H. (1992) Constructed wetlands for municipal wastewater treatment in Europe, in: *Wetland Systems in Water Pollution Control*. University of New South Wales, Sydney, Australia.
- Brix, H. (1987) Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants - The root-zone method. *Water Science and Technology* 19, 107–118.
- Brix, H., Schierup, H.-H., Arias, C. a. (2007) Twenty years experience with constructed wetland systems in Denmark – what did we learn? *Water Science & Technology* 56, 63.
- Brown, S.D., Reed, S.C. (1994) Inventory of constructed wetlands in the United States. *Water Science and Technology* 29, 309–318.
- Cabasso, I. (1987) *Membrane Encyclopedia Polymer Science Engineering*.
- Calheiros, C.S.C., Rangel, A.O.S., Castro, P.M.L. (2008a) The effects of tannery wastewater on the development of different plant species and chromium accumulation in *Phragmites australis*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 55, 404–414.
- Calheiros, C.S.C., Rangel, A.O.S., Castro, P.M.L. (2008b) Evaluation of different substrates to support the growth of *Typha latifolia* in constructed wetlands treating tannery wastewater over long-term operation. *Bioresource Technology* 99, 6866–6877.
- Calheiros, C.S.C., Rangel, A.O.S., Castro, P.M.L. (2007) Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater (2).pdf. *Water Research* 41, 1790–1798.

- Calheiros, C.S.C., Silva, G., Quitério, P.V.B., Crispim, L.F.C., Brix, H., Moura, S.C., Castro, P.M.L. (2012) Toxicity of High Salinity Tannery Wastewater and Effects on Constructed Wetland Plants. *International Journal of Phytoremediation* 14, 669–680.
- Calheiros, C.S.C., Teixeira, A., Pires, C., Franco, A.R., Duque, A.F., Crispim, L.F., Moura, S.C., Castro, P.M.L. (2010) Bacterial community dynamics in horizontal flow constructed wetlands with different plants for high salinity industrial wastewater polishing. *Water Research* 44, 5032–5038.
- Carballa, M., Omila, F., Lema, J.M., Llompart, M., García-Jares, C., Rodríguez, I., Gómez, M., Ternes, T. (2004) Behavior of pharmaceuticals, cosmetics and hormones in a sewage treatment plant. *Water Research* 38, 2918–2926.
- Cervantes, C., Campos-García, J., Devars, S., Gutiérrez-Corona, F., Loza-Tavera, H., Torres-Guzmán, J.C., Moreno-Sánchez, R. (2001) Interactions of chromium with microorganisms and plants. *FEMS Microbiology Reviews* 25, 335–347.
- Chen, C.-F. (2006) Applying the analytical hierarchy process (AHP) approach to convention site selection. *Journal of Travel Research* 45, 167–174.
- Cobbett, C.S., Goldsbrough, P.B. (2000) Mechanisms of metal resistance: phytochelatins and metallothioneins, in: Raskin, I., Ensley, B.D. (Eds.), *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment*. Wiley, New York, pp. 247–270.
- Cooper, P. (2007) Reed Bed Treatment Systems: Lessons learnt over the last 20 years, applications, limitations and performance. Paper presented to the Constructed Wetlands conference Reducing rural pollution risk, Edinburgh, 5 December 2007.
- Cooper, P.F., Job, G.D., Green, M.B., Shutes, R.B.E. (1996) Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. WRc Publications, Medmenham, Marlow, UK.
- De Marchi, B., Funtowicz, S., Lo Cascio, S., Munda, G. (2000) Combining participative and institutional approaches with multicriteria evaluation. An empirical study for water issues in Troina, Sicily. *Ecological Economics* 34, 267–282.
- Del Bubba, M., Checchini, L., Pifferi, C., Zanieri, L., Lepri, L. (2004) Olive mill wastewater treatment by a pilot-scale subsurface horizontal flow (SSF-h) constructed wetland. *Annali di Chimica* 94, 875–887.
- Di Luca, G.A., Maine, M.A., Mufarrege, M.M., Hadad, H.R., Sánchez, G.C., Bonetto, C.A. (2011) Metal retention and distribution in the sediment of a constructed wetland for industrial wastewater treatment. *Ecological Engineering* 37, 1267–1275.
- Dialynas, G., Kefalakis, N., Dialynas, M., Angelakis, A. (2002) Performance of an Innovative FWS Constructed Wetland in Crete, Greece. *Water Science and Technology* 46, 355–360.
- Dotro, G., Larsen, D., Palazolo, P. (2011) Treatment of chromium-bearing wastewaters with constructed wetlands. *Water and Environment Journal* 25, 241–249.
- Duckstein, L., Opricovic, S. (1980) Multiobjective optimization in river basin development.

Water Resources Research 16, 14–20.

- EPA (1993) Constructed Wetlands for Wastewater Treatment and Wildlife Habitat: 17 Case studies.
- Fishburn, P.C. (1967) Additive Utilities With Incomplete Product Sets: Application To Priorities and Assignments. *Oper. Res.* 15, 537–542. doi:10.1287/opre.15.3.537
- Geldermann, J., Spengler, T., Rentz, O. (2001) Fuzzy outranking for environmental assessment. Case study: iron and steel making industry. *Fuzzy Sets and Systems* 115, 45–65.
- Gemitzi, A., Tsihrintzis, V.A., Voudrias, E., Petalas, C., Stravodimos, G. (2007) Combining geographic information system, multicriteria evaluation techniques and fuzzy logic in siting MSW landfills. *Environ. Geol.* 51, 797–811. doi:10.1007/s00254-006-0359-1
- Goumas, M., Lygerou, V., Papayannakis, L. (1999) Computational methods for planning and evaluating geothermal energy projects. *Energy Policy* 27, 147–154.
- Goumas, M., Lygerou, V. (2000) An extension of the PROMETHEE method for decision making in fuzzy environment: Ranking of alternative energy exploitation projects. *European Journal of Operational Research* 123, 606–613.
- Grafias, P., Xekoukoulotakis, N.P., Mantzavinos, D., Diamadopoulos, E. (2010) Pilot treatment of olive pomace leachate by vertical-flow constructed wetland and electrochemical oxidation: An efficient hybrid process. *Water Research* 44, 2773–2780.
- Güngör, Z., Arikan, F. (2000) A fuzzy outranking method in energy policy planning. *Fuzzy Sets and Systems* 114, 115–122.
- Hagopian, D.S., Riley, J.G. (1998) A closer look at the bacteriology of nitrification. *Aquacultural Engineering* 18, 223–244.
- Hammer, D.A. (1989a) *Constructed Wetlands for Treatment of Agricultural Waste and Urban Stormwater*. Lewis Publishers, Chelsea, MI.
- Hammer, D.A. (1989b) *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial, and Agricultural*. Lewis Publishers, Chelsea, MI.
- Harker, P.T. (1987) Incomplete pairwise comparisons in the analytic hierarchy process. *Mathematical Modelling* 9, 837–848.
- Henze, M., Harremoes, P. (1983) *Anaerobic Treatment of Wastewater, A Literature Review*. *Wat. Sci. Technol.* 13, 1–101.
- Heydari, M.M., Shafai-Bajestan, M., Kashkuli, H.A., Sedghi, H. (2013) Experimental study of baffle angle effect on the removal efficiency of sedimentation basin. *Advances in Environmental Biology* 7, 2209–2217.
- Hobbs, B.F., Horn, G.T. (1997) Building public confidence in energy planning: a multimethod MCDM approach to demand-side planning at BC gas. *Energy Policy* 25, 357–375.

- Hokkanen, J., Salminen, P. (1994) The choice of a solid waste management system by using ELECTRE III multicriteria decision aid method, in: Paruccini, M. (Ed.), *Applying Multiple Criteria Decision Aid to Environmental Management*. Kluwer Academic Publishers, Brussels and Luxembourg, pp. 111–153.
- Hunt, G.H., Matheny, T.A., Szogi, A.A. (2003) Denitrification in Constructed Wetlands Used for Treatment of Swine Wastewater. *Journal of Environmental Quality* 32, 727–735.
- Ibekwe, M., Grieve, C.M., Lyon, S.R. (2003) Characterization of Microbial Communities and Composition in Constructed Dairy Wetland Wastewater Effluent Characterization of Microbial Communities and Composition in Constructed Dairy Wetland Wastewater Effluent. *Applied and environmental microbiology* 69, 5060–5069.
- Iliadis, S.L., Koutroumanidis, C.T., Arabatzis, G. (2004) Evaluation and ranking of the financial status of the Greek Union of Rural Cooperatives by a prototype computer expert system that makes use of multicriteria analysis and Fuzzy Logic. *Journal of Agricultural Economics* 5, 24–35.
- ITRC (2003) Technical and regulatory guidance document for constructed treatment wetlands. The Interstate Technology & Regulatory Council: Wetlands Team.
- Jabeen, R., Ahmad, A., Iqbal, M. (2009) Phytoremediation of heavy metals: Physiological and molecular mechanisms. *Botanical Review* 75, 339–364.
- James, B.R., Barlett, R.J. (1983) Behavior of chromium in soils VII. Adsorption and reduction of hexavalent forms. *Journal of Environmental Quality* 12, 177–181.
- Jamieson, R., Gordon, R., Wheeler, N., Smith, E., Stratton, G., Madani, A. (2007) Determination of first order rate constants for wetland treating livestock wastewater in cold climates. *Journal of Environmental Engineering and Science* 6, 65–72.
- Jing, S.R., Lin, Y.F. (2004) Seasonal effect on ammonia nitrogen removal by constructed wetlands treating polluted river water in southern Taiwan. *Environmental Pollution* 127, 291–301.
- Kadlec, R. (1994) Overview: Surface flow constructed wetlands, in: 4th International Conference of Wetland Systems for Water Pollution Control, ICWS Secretariat, Guangzhou, P.R.China. pp. 1–12.
- Kadlec, R., Knight, R., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R. (2000) *Constructed wetlands for pollution control: process, performance, design and operation*. Rep. No. 8, IWA Publishing, London, UK.
- Kadlec, R.H. (2000) The inadequacy of first-order treatment wetland models. *Ecological Engineering* 15, 105–119.
- Kadlec, R.H., Knight, R.L. (1996) *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers, CRC Press, Inc. Boca Raton, New York.
- Kadlec, R.H., Wallace, S.D. (2009) *Treatment Wetlands*, 2nd ed, CRC Press.

- Kappell, A.S., Semmens, M.J., Novak, P.J., LaPara, T.M. (2005) Novel application of oxygen-transferring membranes to improve anaerobic wastewater treatment. *Biotechnology and Bioengineering* 89, 373–380.
- Karageorgi, C.T. (2002) Application of multi-criteria analysis in coastal management: The case study of the gulf of Kalloni, Lesvos, Greece. Master of Science in Environmental Sustainability, The University of Edinburgh.
- Karagiannidis, A., Moussiopoulos, N. (1997) Case Study Application of ELECTRE III for the integrated management of municipal solid wastes in the Greater Athens Area. *European Journal of Operational Research* 97, 439–449.
- Karydis, M., Kitsiou, D. (2013) Marine water quality monitoring: A review. *Marine Pollution Bulletin* 77, 23–36.
- Kaseva, M.E. (2004) Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater - A tropical case study. *Water Research* 38, 681–687.
- Khan, S., Ahmad, I., Shah, M.T., Rehman, S., Khaliq, A. (2009) Use of constructed wetland for the removal of heavy metals from industrial wastewater. *Journal of Environmental Management* 90, 3451–3457.
- Khatiwada, N.R., Polprasert, C. (1999) Assessment of effective specific surface area for free water surface constructed wetlands. *Water Science and Technology* 40, 83–89.
- Kitsiou, D., Coccossis, H., Karydis, M. (2002) Multi-dimensional evaluation and ranking of coastal areas using GIS and multiple criteria choice methods. *Science of the Total Environment* 284, 1–17.
- Kitsiou, D., Karydis, M. (2011) Coastal marine eutrophication assessment: A review on data analysis. *Environment International* 37, 778–801.
- Kivaisi, A.K. (2001) The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering* 16, 545–560.
- Knox, A.S., Paller, M.H., Nelson, E. a, Specht, W.L., Halverson, N. V, Gladden, J.B. (2006) Metal distribution and stability in constructed wetland sediment. *Journal of environmental quality* 35, 1948–59.
- Kongroy, P., Tantemsapya, N., Lin, Y.-F., Jing, S.R., Wirojanagud, W. (2012) Spatial distribution of metals in the constructed wetlands. *International journal of phytoremediation* 14, 128–41.
- Kontos, T.D., Komilis, D.P., Halvadakis, C.P. (2005) Siting MSW landfills with a spatial multiple criteria analysis methodology. doi:10.1016/j.wasman.2005.04.002
- Kucuk, O.S., Sengul, F., Kapdan, I.K. (2003) Removal of ammonia from tannery effluents in a reed bed constructed wetland. *Water Science & Technology* 48, 179–186.
- Kumar, P.C., Philippatos, G.C., Ezzell, J.R. (1978) Goal Programming and the Selection of Portfolios By Dual-Purpose Funds. *The Journal of Finance* 33, 303–310.

- Kuschik, P., Wießner, A., Kappelmeyer, U., Weißbrodt, E., Kästner, M., Stottmeister, U. (2003) Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate. *Water Research* 37, 4236–4242.
- Kusler, J.A., Kentula, M.E. (1996) *Wetland restoration and creation - the status of the science*. Island Press, Washington.
- LaPara, T.M., Alleman, J.E. (1999) Thermophilic aerobic biological wastewater treatment. *Water Research* 33, 895–908.
- Lekang, O., Kleppe, H. (2000) Efficiency of nitrification in trickling filters using different filter media. *Aquacultural Engineering* 21, 181–199.
- Liang, W., Wu, Z.B., Cheng, S.P., Zhou, Q.H., Hu, H.Y. (2003) Roles of substrate microorganisms and urease activities in wastewater purification in a constructed wetland system. *Ecological Engineering* 21, 191–195.
- Lootsma, F.A. (1997) Multicriteria decision analysis in a decision tree. *European Journal of Operational Research* 101, 442–451.
- Lootsma, F.A., Schuijt, H. (1997) The Multiplicative AHP, SMART and ELECTRE in a Common Context. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis* 6, 185–196.
- Luederitz, V., Eckert, E., Lange-Weber, M., Lange, A., Gersberg, R.M. (2001) Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 18, 157–171.
- Machemer, S.D., Reynolds, J.S., Laudon, L.S., Wildeman, T.R. (1993) Balance of S in a constructed wetland built to treat acid mine drainage, Idaho Springs, Colorado, U.S.A. *Applied Geochemistry* 8, 587–603.
- Maine, M.A., Suñe, N., Hadad, H., Sánchez, G., Bonetto, C. (2006). Nutrient and metal removal in a constructed wetland for wastewater treatment from a metallurgic industry. *Ecological Engineering* 26, 341–347.
- Majer Newman, J., Clausen, J.C., Neafsey, J.A. (1999) Seasonal performance of a wetland constructed to process dairy milkhouse wastewater in Connecticut. *Ecological Engineering* 14, 181–198.
- Malczewski, J. (1999) *GIS and Multicriteria Decision Analysis*, Wiley & So. ed. New York.
- Manios, T., Stentiford, E.I., Millner, P. (2003) The removal of chemical oxygen demand from primary-treated domestic wastewater in subsurface-flow reed beds using different substrates. *Water Environmental Research* 75, 336–341.
- Mar-Yam, S.(2014) *Treatment of Industrial and Agro-Industrial Wastewater Using Constructed Wetlands*. University of Patras, School of Engineering, Department of Environmental and Natural resources management, Laboratory of Environmental Systems.
- Mayo, A.W., Mutamba, J. (2004). Effect of HRT on nitrogen removal in a coupled HRP and unplanted subsurface flow gravel bed constructed wetland. *Physics and Chemistry of the*

Earth 29, 1253–1257.

- Mays, P.A., Edwards, G.S. (2001) Comparison of heavy metal accumulation in a natural wetland and constructed wetlands receiving acid mine drainage. *Ecological Engineering* 16, 487–500.
- Metcalf & Eddy (1991) *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*, 3rd ed. McGraw-Hill, New York.
- Moshiri, G.A. (1993) *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. CRC Press/Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Nahlik, A.M., Mitsch, W.J. (2006) Tropical treatment wetlands dominated by free-floating macrophytes for water quality improvement in Costa Rica. *Ecological Engineering* 28, 246–257.
- Nath, S.S., Bolte, J.P., Ross, L.G., Aguilar-Manjarrez, J. (2000) Applications of geographical information systems (GIS) for spatial decision support in aquaculture. *Aquacultural Engineering* 23, 233–278.
- Nijkamp, P. Voogd, H. (1986) A survey of qualitative multiple criteria choice methods, in: Nijkamp, P. Leitner, H. Wringley, N. (Ed.), *Measuring the Unmeasurable*. Kluwer Nijhoff, Dordrecht, pp. 425–447.
- Nijkamp, P. (1988) Culture and region: a multidimensional evaluation of monuments. *Environ. Plann. B. Plan. Design* 15, 5–14.
- Nuttall, P.M., Boon, A.G., Rowell, M.R. (1998) *Review of the Design and Management of Constructed Wetlands*. CIRIA Publications, London, UK.
- Oswald, W.J. (1973) Complete wastewater treatment in ponds, *Progress in water technology. Water Qual. Manag. Pollut. Cont.* 3, 53–63.
- Pantell, S.E. (1993) *Seawater Desalination in California*. California Coastal Commission.
- Pilon-Smits, E. (2005) Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology* 56, 15–39.
- Pinney, M.L., Westerhoff, P.K., Baker, L. (2000) Transformations in dissolved organic carbon through constructed wetlands. *Water Research* 34, 1897–1911.
- Pokharel, S., Chandrashekar, M. (1998) A multiobjective approach to rural energy policy analysis. *Energy* 23, 325–336.
- Prescott, K., Tsanis, I. (1997) Mass balance modelling and wetland restoration. *Ecological Engineering* 9, 1–18.
- Ramanathan, R. (2001). A note on the use of the analytic hierarchy process for environmental impact assessment. *Journal of Environmental Management* 63, 27–35.
- Ramanathan, R., Ganesh, L.S. (1995) Energy resource allocation incorporating qualitative and quantitative criteria: An integrated model using goal programming and AHP. *Socio-Economic Planning Sciences* 29, 197–218.

- Reed, S.C., Crites, R.W., Middlebrooks, E.J. (1995) *Natural Systems for Waste Management and Treatment*, 2nd ed. McGraw-Hill, New York.
- Rousseau, D. (2005) *Performance of Constructed Treatment Wetlands: Model-Based Evaluation and Impact of Operation and Maintenance*. PhD thesis, Ghent University
- Roy, B., Vincke, P. (1981) Multicriteria analysis: survey and new directions. *European Journal of Operational Research* 8, 207–218.
- Saaty, T.L. (1980) *The Analytic Hierarchy Process*. McGraw-Hill International, New York, U.S.A.
- Saaty, T.L., Kearns, K.P. (1985) *Analytical planning: the organization of systems*. Pergamon Press, Oxford.
- Samsó, R., Garcia, J. (2013) BIO_PORE, a mathematical model to simulate biofilm growth and water quality improvement in porous media: Application and calibration for constructed wetlands. *Ecological engineering* 54, 116–127.
- Siddiqui, M., Everett, J., Vieux, B. (1996) Landfill Siting Using Geographic Information Systems: A Demonstration. *Journal of environmental engineering* 122, 515–523.
- Simon, H.A. (1977) *The new science of management decision*, Revised edition. Englewood Cliffs, N.J.: Prentice-Hall.
- Siskos, J., Hubert, P. (1983) Multi-criteria analysis of the impacts of energy alternatives: A survey and a new comparative approach. *European Journal of Operational Research* 13, 278–299.
- Sonune, A., Ghate, R. (2004) Developments in wastewater treatment methods. *Desalination* 167, 55–63.
- Srivastava, S., Srivastava, S., Prakash, S., Srivastava, M.M. (1998) Fate of trivalent chromium in presence of organic acids: a hydroponic study on the tomato plant. *Chemical Speciation and Bioavailability* 10, 147–150.
- Stowell, R., Ludwig, R., Colt, J., Tchobanoglous, G. (1981) Concepts in Aquatic Treatment System Design. *Journal of the Environmental Engineering Division* 107, 919–940.
- Tanner, C.C. (1996) Plants for constructed wetland treatment systems — A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecological Engineering* 7, 59–83.
- Tanner, C.C., Kadlec, R.H., Gibbs, M.M., Sukias, J.P.S., Nguyen, M.L. (2002) Nitrogen processing gradients in subsurface-flow treatment wetlands - Influence of wastewater characteristics. *Ecological Engineering* 18, 499–520.
- Tilley, E., Lüthi, C., Morel, A., Zurbrugg, C., Schertenleib, R. (2014) *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*. 2nd revised edition, Duebendorf, Switzerland: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag).
- Tong, R.M., Beck, M.B., Latten, A. (1980) *Fuzzy Control of the Activated Sludge*

Wastewater Treatment Process. *Automatica* 16, 659–701.

- Triantaphyllou, E. (2000) Multi-criteria Decision Making Methods A Comparative Study, 1st ed. Springer US, Dordrecht. doi:10.1007/978-1-4757-3157-6
- U.S. EPA (2002) A handbook of constructed wetlands, a guide to creating wetlands.
- U.S. EPA (2000) Manual: Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters.
- Voogd, H. (1988) Multicriteria evaluation for urban and regional planning, Pion. ed. London.
- Vymazal, J. (2010) Constructed wetlands for wastewater treatment. *Water* 2, 530–549.
- Vymazal, J. (2008) Constructed Wetlands, Subsurface Flow, in: Jørgensen, S.E. and Fath, B. (Ed.), . *Encyclopedia of Ecology*, Elsevier Science, Amsterdam, London, pp. 748–764.
- Vymazal, J. (2007) Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment* 380, 48–65.
- Vymazal, J. (2005a) Removal of Heavy Metals in a Horizontal Sub-Surface Flow Constructed Wetland. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 40, 1369–1379.
- Vymazal, J. (2005b) Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 25, 478–490.
- Vymazal, J. (2002) The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecological Engineering* 18, 633–646.
- Vymazal, J. (1999) Nitrogen removal in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow – can we determine the key process?, in: Vymazal, J. (Ed.), *Nutrient Cycling and Retention in Natural and Constructed Wetlands*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 1–17.
- Vymazal, J. (1998) Czech Republic, in: Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B., Haberl, R. (Eds.), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 95–121.
- Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Haberl, R., Perfler, R., Laber, J. (1998) Removal mechanisms and types of constructed wetlands, in: Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B., Haberl, R. (Eds.), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 17–66.
- Vymazal, J., Kropfelova, L. (2008) *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*. Springer.
- Yang, B., Lan, C.Y., Yang, C.S., Liao, W.B., Chang, H., Shu, W.S. (2006) Long-term efficiency and stability of wetlands for treating wastewater of a lead/zinc mine and the concurrent ecosystem development. *Environmental Pollution* 143, 499–512.
- Yang, L., Chang, H.T., Huang, M.N. Lo (2001) Nutrient removal in gravel- and soil-based wetland microcosms with and without vegetation. *Ecological Engineering* 18, 91–105.
- Zeinhom El Alfy, Elhadary, R., Ahmed Elashry (2010) Integrating GIS and MCDM to Deal

with Landfill Site Selection. *Int. J. Eng. Technol.* 10

- Zeleny, M. (1982) Multiple criteria decision making. McGraw - Hill.
- Zhang, Q., Chuang, K.T. (2001) Adsorption of organic pollutants from effluents of a Kraft pulp mill on activated carbon and polymer resin. *Advances in Environmental Research* 3, 251–258.
- Zhou, H., Smith, D.W. (2002) Advanced Technologies in Water and Wastewater Treatment. *Journal of Environmental Engineering and Science* 1, 247–264.